



Efeito dos incêndios florestais sobre os solos da região da Serra do Caramulo

Joana Isabel de Sottomayor Girão de Azeredo Leme

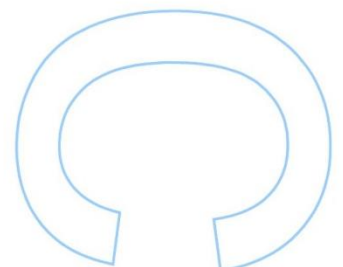
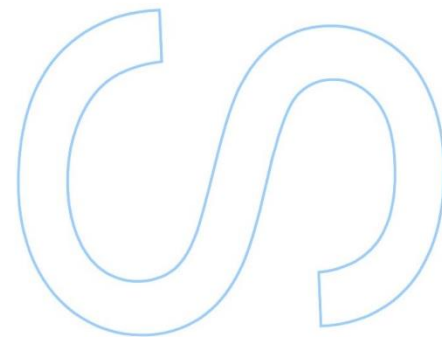
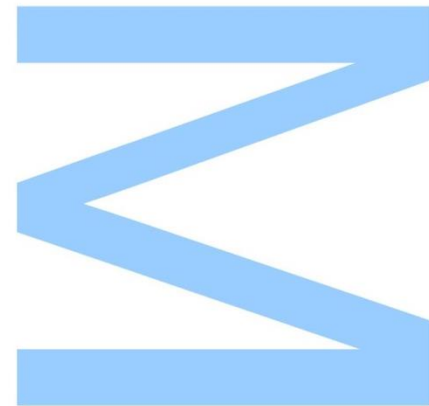
Mestrado em Ciências e Tecnologia do Ambiente
Departamento de Geociências, Ambiente e Ordenamento do Território
2015

Orientador

Doutor Jorge Manuel Espinha Marques, Professor auxiliar,
Instituto de Ciências da Terra - Pólo da Universidade do Porto,
Departamento de Geociências, Ambiente e Ordenamento do Território,
Faculdade de Ciências da Universidade do Porto

Coorientadora

Doutora Joana Paula Machado Ribeiro, Investigadora Pós-Doutoramento,
Instituto de Ciências da Terra - Pólo da Universidade do Porto,
Departamento de Geociências,

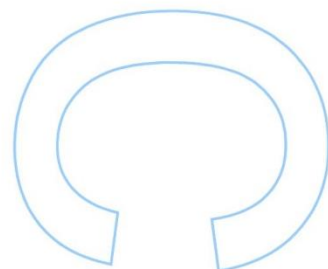
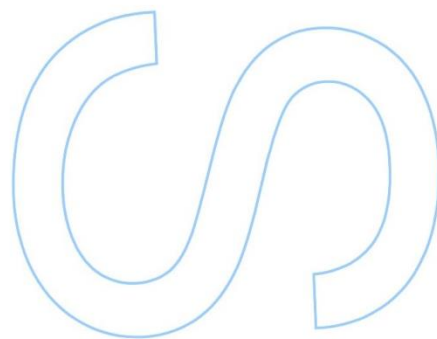
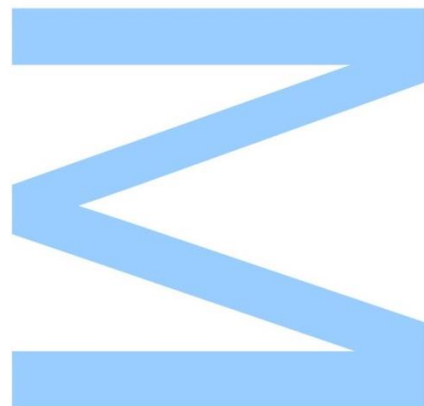




Todas as correções determinadas pelo júri, e só essas, foram efetuadas.

O Presidente do Júri,

Porto, ____/____/____



Agradecimentos

Apesar de a dissertação ser um trabalho individual, claramente não podia ter sido concluída, ou mesmo desenvolvida, sem as várias contribuições de um conjunto de pessoas a quem não poderia deixar de agradecer.

Ao Professor Doutor Jorge Espinha Marques, orientador, o apoio, a disponibilidade e partilha de conhecimentos e sugestões que me ajudaram a desenvolver o trabalho.

À Doutora Joana Ribeiro, coorientadora, pela disponibilidade manifestada, paciência, e pelas críticas e sugestões que me ajudaram a compreender e a direcionar o estudo desenvolvido.

À técnica de laboratório, Cândida Neto, pela prestabilidade e acompanhamento nas análises realizadas sem as quais não teria sido possível concretizar o trabalho.

À Professora Helena Sant'Ovaia pelo apoio na matéria da suscetibilidade magnética.

Aos meus colegas e amigos de curso, pela amizade, companheirismo e boa disposição que me fazem levar boas recordações da vida académica.

Aos meus amigos, e família, em especial aos meus pais e irmãs, pela dedicação em todas as circunstâncias.

Por fim, o meu profundo e sentido agradecimento a todas as pessoas que contribuíram para a concretização desta dissertação.

Resumo

Este trabalho tem como alvo de estudo o efeito dos incêndios florestais sobre os solos da região da Serra do Caramulo. Escolheram-se dois tipos de solo para estudar os efeitos, xisto e granito, ocupados por *Eucalyptus globulus* e *Pinus pinaster* respetivamente. E em cada zona recolheram-se amostras de solo afetado pelo incêndio e amostras de solo não afetado. No solo afetado recolheram-se cinzas em cada zona. Ao todo realizaram-se 4 campanhas com 6 meses de intervalo entre elas, e nas três últimas campanhas apenas se recolheram amostras de solo afetado.

Em todas as amostras procedeu-se à análise das propriedades do pH, condutividade elétrica (CE), cor do solo, hidrofobicidade, suscetibilidade magnética (SM) e determinação do conteúdo em matéria orgânica (MO) e Hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (HAPs), e às cinzas apenas se analisou a SM, conteúdo em Fe (%), Co e Ni (ppm), e HAPs. Estes últimos tem interesse dadas as suas propriedades cancerígenas, persistência e ubiquidade no ambiente. No laboratório apenas se analisaram 16 HAPs considerados prioritários pela US-EPA, e a técnica de análise utilizada foi a Cromatografia gasosa acoplada a espectrometria de massa.

Os resultados indicaram que a hidrofobicidade não foi alterada para os solos afetados pelo incêndio na zona de xisto, uma vez que já é característico deste tipo de solo. Para o caso da zona de granito com pinhal, a hidrofobicidade aumentou após incêndio, diminuiu na segunda campanha e aumentou nas últimas para valores aproximados aos do controlo. A alteração da SM não se verificou para a zona de granito com pinhal, mas foi enaltecida na zona de xisto com eucaliptal, dada a mineralogia mais rica em minerais magnéticos. A análise ao conteúdo em HAPs foi conclusiva sugerindo que os incêndios produzem HAPs.

Palavras-chave

Incêndios florestais; Hidrocarbonetos aromáticos policíclicos; Hidrofobicidade dos solos; Suscetibilidade magnética

Abstract

The aim of this work is the wildfire effects on soils from the Caramulo highland region. On the first campaign soil samples were collected from two different type of soils, granite and schist, in which the vegetation cover was *Pinus pinaster* and *Eucalyptus globulus* respectively. In each type of soil two places were selected, one affected by wildfire and other not affected. Samples from ashes were also taken from the affected soils.

Later 3 more campaigns took place with breaks of 6 months between each one, to collect soil samples from affected places only. In every sample, properties were analysed such as pH, electrical conductivity, hydrophobicity, magnetic susceptibility, soil color and the determination of organic matter and polycyclic aromatic carbons (PAHs) contents were also done. The ashes were only analyzed for magnetic susceptibility, and for Fe (%), Co, Ni (ppm), and PAHs contents.

PAHs are of interest given their carcinogenic properties, persistence and ubiquity on the environment. In the laboratory only 16 PAHs, considered priority by US-EPA, were analysed. And the technical analysis used was gas chromatography coupled to a mass spectrometer.

The results indicate that hydrophobicity was not altered in any of the affected samples from the schist soil, given the minerology being richer in magnetic minerals. The results in PAHs contents was conclusive, and suggests that wildfires produce PAHs.

Keywords

Wildfires; Polycyclic aromatic hydrocarbons; Soil hydrophobicity; Magnetic susceptibility.

Lista de abreviaturas

CAPs - Compostos aromáticos policíclicos

CE - Condutividade elétrica

CG-EM-MSI - Cromatografia gasosa acoplada a espectrometria de massas com monitorização seletiva de iões.

FAO - Organização para alimentação e agricultura

HAPs (PAHs) - Hidrocarbonetos aromáticos policíclicos

IPMA- Instituto Português do Mar e da Atmosfera

MO - Matéria orgânica

MP - Material particulado

SM - Suscetibilidade magnética

TPGA - Tempo de penetração da gota de água

US EPA - United States Environmental Protection Agency

Índice de figuras

Figura1- Ecossistemas propensos ao fogo. Fonte://www.esa.org/esablog/research/using-fire-to-manage-fire-prone-regions-around-the-world/.....	13
Figura 2- Diagrama de texturas do solo segundo SSDS (1993).....	19
Figura 3- Resíduos da vegetação depositados sobre o solo, posteriormente sofrem decomposição, o que aumenta o teor em MO no solo. Fonte: Bot e Bennites, 2005	20
Figura 4- Variabilidade espacial da severidade associada à distribuição da vegetação. Pontos com maior concentração de vegetação apresentam uma cor mais escura devido à formação de cinzas. Fonte (Moody et al., 2013)	24
Figura 5- Exemplo geral da evolução a longo prazo dos valores da hidrofobicidade após um incêndio. Na primeira fase (seta vermelha) decresce a hidrofobicidade inicial causada pelo incêndio, onde atinge o valor mínimo. Na segunda fase (seta verde) o valor da hidrofobicidade é recuperado com a restituição da atividade biótica e a MO do solo (adaptado de Malkinson e Wittenberg, 2011).....	28
Figura 6- Ribeira de Muna, localizada na Serra do Caramulo.	31
Figura 7 - Incêndio Serra do Caramulo 2013. Fonte: Jornal público.....	32
Figura 8- Eucalypto globulus, fotografia da zona de estudo S4.....	42
Figura 9 Exemplos dos efeitos dos incêndios na socioeconomia no Caramulo. Fonte: Jornal Público (notícia de 29/08/2013) (esq); Fonte: http://www.agroportal.pt/x/agronoticias/2013/09/04d.htm (dir).....	44
Figura 10- Trilhos (esq), espigueiros (dir.) na serra do Caramulo. Fonte: http://patrimonionaturaltondela9a.blogs.sapo.pt/1276.html	48
Figura 11- Mapa geológico da Serra do Caramulo.....	50
Figura 12- Modelo digital do terreno da Serra do Caramulo assinalada a vermelho.	56
Figura 13- Pontos de amostragem S1 S2 S3 S4. S3 e S2- solo não afetado por incêndio; S1 e S4- solo afetado por incêndio.	56
Figura 14- Mapa geológico da Serra do Caramulo. Zona de granito (preto), zona de xisto (vermelho).	57
Figura 15- Zona de Amostragem S1, II Campanha.....	58
Figura 16- Zona de Amostragem S2, I Campanha.....	58
Figura 17- Zona de Amostragem S3, II Campanha.....	59
Figura 18- Zona de Amostragem S4, II Campanha.....	59

Figura 19- Processo de crivagem da amostra.....	60
Figura 20- Misturas homogeneizadas de amostras de solo com água destilada.....	61
Figura 21- Medidor de pH e CE (esq), soluções padrão pH 4 e 7 (centro) e solução padrão HI 7031 (dir) para a medição da condutividade.	61
Figura 22- Exemplo de medição do pH e CE de uma solução de amostra de solo.	62
Figura 23- Classificações da Hidrofobicidade do solo baseado no TPGA utilizado por USDA-FS BAER (USDA Forest Service 1995), por USDA-FS Research (DeBano, (1981), e por investigadores Europeus (Doerr and others 2006). Fonte: Robichaud et al., 2008.....	64
Figura 24- Disposição das amostras com a ajuda da pá, e colocação das gotas de água destilada com a pipeta de Pasteur no método do TPGA.....	66
Figura 25- TPGA em amostras de S4A e B da IV campanha. O solo apresenta-se extremamente hidrofóbico além dos 300 segundos, pelo que as 5 gotas permanecem intactas sobre o solo.	67
Figura 26- Método da concentração de etanol, frascos com concentrações crescentes de etanol, amostra de solo, pipeta de Pasteur e gobelé.....	68
Figura 27- Equipamento de medição da SM, Kappabridge KLY-4S da marca AGICO.....	69
Figura 28- Cores padrão da carta do solo de Munsell.....	70
Figura 29- Análise da cor dos solos, seco (esq) e húmido (dir).....	71
Figura 30- Pesagem da amostra no dedal de celulose.	72
Figura 31- Extração Sólido-Líquido com Soxhlet (do lado direito).	73
Figura 32- Colunas com Sílica na técnica de Cromatografia Líquida.	73
Figura 33- Passo antes da Cromatografia gasosa acoplada a espectrofotometria de massa (CG-EM), introdução de diclorometano nos vials com a fracção aromática das amostras que vai ser analisada.....	74
Figura 34- Cromatógrafo Agilent 6890, amostrador automático e EM 5983.	75
Figura 35- Cromatograma padrão de HPA's.	76
Figura 36- Pacas de Petri com amostras a ser introduzidas na mufla.....	77

Índice de gráficos

Gráfico 1- Precipitação mensal na Serra do Caramulo, desde o ano de 2012 até a Março de 2015.	51
Gráfico 2- Temperatura média mensal na Serra do Caramulo, desde o ano de 2012 até a Março de 2015.....	52
Gráfico 3- Evolução do conteúdo em HAPs na zona de granito com pinhal da camada A. ...	88
Gráfico 4- Evolução do conteúdo em HAPs na zona de granito com pinhal da camada B.	89
Gráfico 5- Evolução do conteúdo em HAPs na zona de xisto com eucaliptal da camada A. .	90
Gráfico 6- Evolução do conteúdo em HAPs na zona de xisto com eucaliptal da camada B. .	91
Gráfico 7- Média do conteúdo em HAPs em ambas as zonas e camadas A e B, com e sem influência dos incêndios.....	92

Índice de tabelas

Tabela 1- Classes granulométricas do solo segundo SSDS (1993).	18
Tabela 2- Classificação dos solos em termos de pH, segundo SSDS (1993).	25
Tabela 3- Índices de HAPs Fonte: Tobiszewski e Namiesnik, 2012.....	35
Tabela 4- Propriedades físico-químicas dos 16 HAPs definidos pela US EPA (Bojes et al., 2007)	37
Tabela 5- Carcinogenicidade dos HAPs pela US-EPA. Fonte: (US-EPA, 2005; US-EPA, 1990)	41
Tabela 6- Tabela das zonas.....	53
Tabela 7- Tabela das zonas e camadas	54
Tabela 8- Tabela de amostras das 4 campanhas.	54
Tabela 9- Classes de Hidrofobicidade para o teste do TPGA, segundo DeBano, (1981), *com adição da categoria “Extrema” proposta para tempo de retenção da gota superior a 300 segundos.	64
Tabela 10- Concentrações de etanol e classificação correspondente da hidrofobicidade, segundo Doerr, (1998). Fonte: Cerdà e Robichaud, 2009.....	65
Tabela 11- Resultados pH e CE para zona de granito com Pinhal.....	78
Tabela 12- Resultados do pH e CE para zona de xisto com eucaliptal.	78
Tabela 13- Classificação dos solos quanto à hidrofobicidade segundo o teste da percentagem de etanol, e TPGA, para a zona de granito com pinhal	80
Tabela 14- Classificação dos solos quanto à hidrofobicidade segundo o teste da percentagem de etanol, e TPGA, para a zona de xisto com eucaliptal.	80
Tabela 15- Resultados da SM e conteúdo em minerais na zona de granito com pinhal.....	82
Tabela 16- Resultados da SM e conteúdo em minerais na zona de xisto com eucaliptal.....	83
Tabela 17- Cor dos solos para zona de granito.....	85
Tabela 18- Cor dos solos para zona de xisto	85
Tabela 19- Conteúdo em HAPs na zona de granito com pinhal na camada A	87
Tabela 20- Conteúdo em HAPs na zona de granito com pinhal na camada B.	88
Tabela 21- Conteúdo em HAPs na zona de xisto com eucaliptal na camada A.	89
Tabela 22- Conteúdo em HAPs na zona de xisto com eucaliptal na camada B.	90
Tabela 23- Média do conteúdo em HAPs total, com e sem influência dos incêndios.	91
Tabela 24- Somatório e percentagens de HAPs e índices na zona de granito com pinhal.	92

Tabela 25- Somatório e percentagens de HAPs e índices na zona de xisto com eucaliptal. .

93

Tabela 26-Conteúdo de Matéria orgânica na zona de granito com pinhal em g/kg

96

Tabela 27- Conteúdo de Matéria orgânica na zona de xisto com eucaliptal em g/kg

96

Índice

Agradecimentos.....	2
Resumo	3
Abstract	4
Lista de abreviaturas.....	5
Índice de figuras	6
Índice de gráficos.....	8
Índice de tabelas.....	9
1. Introdução.....	13
1.1. Importância ambiental dos fogos florestais	13
1.2 Conceitos fundamentais sobre o solo.....	16
1.3 Impacte dos Incêndios florestais	22
1.3.1 Ambiente	22
1.3.2 Paisagem.....	42
1.3.3 Socioeconomia	44
1.4 Incêndios florestais em Portugal.....	45
2. Objetivos.....	47
3. Caracterização da Serra do Caramulo.....	48
3.1 Caracterização da área de estudo.....	48
3.1.1 Serra do Caramulo.....	48
3.1.2 Geologia e geomorfologia	49
3.1.3 Clima	51
4. Materiais e métodos.....	53
4.1 Recolha das amostras.....	53
4.1.1 Localização da área de estudo	56
4.2 Crivagem das amostras.....	60

4.3 Análise do pH e condutividade elétrica	61
4.4 Análise da hidrofobicidade	63
4.5 Análise da suscetibilidade magnética do solo.....	69
4.6 Determinação da cor dos solos	70
4.7 Determinação dos hidrocarbonetos aromáticos policíclicos.....	72
4.8 Quantificação da matéria orgânica	77
5. Resultados e discussão	78
5.1 pH e condutividade elétrica	78
5.2 Hidrofobicidade	80
5.3 Suscetibilidade magnética.....	82
5.4 Cor dos solos	85
5.5 Hidrocarbonetos aromáticos policíclicos.....	87
5.6 Matéria orgânica.....	96
6. Considerações finais	98
7. Referências bibliográficas	100

1. Introdução

1.1.Importância ambiental dos fogos florestais

Desde sempre os fogos florestais foram uma componente natural do ecossistema, tão natural como o vento e a chuva, e contribuíram na modelação da paisagem criando variados tipos de vegetação (SCBD, 2001).

Sem intervenção humana os fogos florestais têm como fonte de ignição os raios, deslizamento de rochas, erupções vulcânicas, e combustão espontânea (Shakesby, 2011).

Por todo o mundo existem ecossistemas em que os fogos florestais são uma parte crucial na dinâmica, sendo por isso denominados ecossistemas propensos ao fogo (Shakesby, 2011; Bradshaw et al., 2011; Bento-Gonçalves et al., 2012).

Ao longo do tempo, nestes ecossistemas, a vegetação evoluiu de forma adaptada à ocorrência de fogos, e até mesmo a estar dependente destes no seu ciclo de vida (SCBD, 2001; Bento-Gonçalves et al., 2012).



Figura1- Ecossistemas propensos ao fogo.

Fonte://www.esa.org/esablog/research/using-fire-to-manage-fire-prone-regions-around-the-world/

Contudo, é importante enfatizar que a vegetação, bem como todos os organismos que pertencem a este tipo de ecossistemas, não estão propriamente adaptados aos fogos, mas sim a um regime particular que compreende padrões de frequência, severidade, combustível consumido, entre outros (Keely e Brennan, 2012).

A repetição destes padrões ao longo do tempo acabam por se tornar num processo importante no ecossistema, constituindo benefícios em diversos aspetos.

Nas florestas, o solo vai acumulando detritos da vegetação (folhas, galhos), ao qual vulgarmente se chama de “lixo orgânico”. Os fogos eliminam estes resíduos e ajudam a equilibrar o combustível das florestas, ao mesmo tempo que fornecem nutrientes ao solo (Bento-Gonçalves et al., 2012).

Além disso, a eliminação da vegetação, contribui para que o abastecimento em água seja restabelecido nos recursos hídricos. Isto é, uma vez que deixa de existir tanta vegetação a recorrer à água, as fontes de água são restabelecidas, o que irá favorecer outras plantas e animais. Uma vez que a superfície do solo fica desobstruída, permite que este seja iluminado pela luz solar, e dessa forma estimula o crescimento de nova vegetação (SCBD, 2001; Bento-Gonçalves et al., 2012).

O coberto vegetal que posteriormente se instala, como gramíneas, ervas e arbustos regenerados vão, por sua vez, fornecer alimento a outros seres vivos que habitam nestes ecossistemas (SCBD, 2001).

Contudo, o Homem passou a ter o seu papel no ecossistema quando começou a intervir não só na alteração da paisagem, como também na utilização do fogo de forma controlada, e na sua supressão, alterando os regimes de fogos (Bento-Gonçalves et al., 2012). Por estas razões passou a contribuir para a modelação da vegetação (SCBD, 2001).

Na agricultura tradicional utilizava-se a prática do fogo prescrito (utilização do fogo de forma controlada) em áreas rurais. Esta prática tinha com finalidade eliminar espécies indesejadas, controlar doenças e pragas, e regenerar as culturas (Bento-Gonçalves et al., 2012).

No entanto, nos últimos tempos, não só se verificou o abandono destas práticas, como de diversos hectares de terrenos onde se exerciam atividades agrícolas tradicionais. Uma vez desimpedidos e sem qualquer gestão, os terrenos são ocupados por nova vegetação, com

fácil disseminação (caráter invasor), originando uma elevada concentração de combustível. O que constitui mais um fator contribuinte para a alteração dos regimes de fogos, especialmente no que diz respeito à sua severidade (Bento-Gonçalves et al., 2012).

De uma forma geral, os fogos florestais consistem num processo de distúrbio ecológico que compreende uma distribuição heterogénea global. Este mesmo processo irá ainda depender de três requisitos básicos: os recursos vegetativos (como combustível para queimar), condições ambientais para promover a combustão, e ignições (Krowchuk et al., 2009; Bento-Gonçalves et al., 2012).

Enquanto o processo de combustão é teoricamente simples, a influência dos fatores bióticos e abióticos ainda não é bem conhecida (Krowchuk et al., 2009; Bento-Gonçalves et al., 2012).

Resumindo, a intervenção humana nos regimes de fogos florestais regista-se a nível da ignição, e a nível da alteração da composição da paisagem para uma maior suscetibilidade aos incêndios (Krowchuk et al., 2009). Este último termo remete para os fogos mais difíceis de controlar, que corresponde às situações mais comuns dos dias de hoje.

Face a esta problemática, o objetivo passa a ser evitar ao máximo os incêndios. No entanto, a extinção total deste evento não é totalmente benéfico para o ambiente. Como foi dito anteriormente, o equilíbrio de muitos ecossistemas depende do fogo, nomeadamente na regeneração e no equilíbrio do combustível, que tem diversos impactes não só nos recursos, como na fauna das florestas.

Acredita-se que a prática da utilização do fogo prescrito, de forma segura e regulada, não só permite manter o equilíbrio do ecossistema, como pode vir a constituir uma forma de gestão das matas e florestas, regulando a acumulação de vegetação e detritos no solo, de forma a prevenir que futuros incêndios florestais se deem com tanta facilidade e intensidade (Bento-Gonçalves et al., 2012).

1.2 Conceitos fundamentais sobre o solo

Segundo a Organização para Alimentação e Agricultura (FAO) o solo é definido como qualquer material com 2 m de profundidade na superfície terrestre, que esteja em contacto com a atmosfera, excluindo organismos vivos, áreas com gelo contínuas que não sejam cobertas por qualquer outro material, e corpos de água mais profundos que 2 m (WRB, 2014).

Os solos são fundamentais para a vida na Terra. A partir deles a existência pode estabelecer relações entre os sistemas abióticos e bióticos. Aos benefícios que tiramos do ecossistema chamamos de serviços de ecossistema (Alcamo e Bennet, 2003; Barrios, 2007; Dempsey e Robertson, 2012).

Estes incluem a *provisão de alimentos e água*, *serviços de regulação*, tais como de cheias e controle de doenças, *serviços culturais*, como espirituais, de recreio, servindo igualmente como meio de construção humana. Realiza ainda uma parte muito importante nos *processos que suportam a vida no planeta*, particularmente no ciclo dos nutrientes e na polinização (Alcamo e Bennet, 2003; Barrios, 2007; Dempsey e Robertson, 2012).

O solo contribui em todos os aspetos nos serviços de ecossistema referidos (Barrios., 2007), e para além de produzir alimento e fibras como sustento direto para o Homem (Alcamo e Bennet, 2003; Jones et al., 2005; Barrios, 2007; Dempsey e Robertson, 2012), serve também como suporte das florestas (Jones et al., 2005), que são responsáveis pelo fornecimento da madeira, além de outro tipo de matérias-primas com interesse industrial, nomeadamente para a indústria química e farmacêutica (SCBD, 2001; Alcamo e Bennet, 2003).

É responsável pela regulação do ciclo hidrológico, já que serve de suporte às plantas que intervêm grandemente no ciclo, e determina as características dos recursos hídricos em quantidade e qualidade (Surber, 2002; Jones et al., 2005; Vergnoux et al., 2011).

De igual modo, contribui para o controlo das características da atmosfera, especialmente para a camada mais próxima da superfície terrestre, ao realizar trocas gasosas nomeadamente de O₂, N₂ e CO₂. E uma vez que consiste num dos maiores reservatórios de carbono da Terra (Alcamo e Bennet, 2003), acaba por intervir nas alterações climáticas (Jones et al., 2005; Barrios, 2007).

Outro aspeto importante é o serviço como meio de biodiversidade. A flora existente vai desde microrganismos até às plantas herbáceas e árvores, e a fauna vai desde protozoários até insetos e mamíferos. Dada a diversidade de seres, o solo torna-se também muito relevante como repositório genético. O material genético constitui um recurso natural cuja preservação é fundamental para a humanidade (Jones et al., 2005; Barrios, 2007).

Assim sendo, sem o solo a Terra e a sociedade como as conhecemos não poderiam subsistir. De tal modo que não é coincidência que a palavra “terra” seja a mesma palavra que designa o solo e o nosso planeta (Jones et al., 2005).

O perfil do solo resulta da sua disposição vertical dividida em camadas, denominadas de horizontes, que são em si diferentes devido às suas características físicas, químicas, biológicas e geológicas (FAO, 2006).

A classificação dos horizontes do solo são descritas do topo para a base do perfil, e são denominados de *H*, *O*, *A*, *E*, *B*, *C* e *R*.

O horizonte *H* é essencialmente composto por MO decomposta ou parcialmente decomposta, que vai-se depositando *in situ* (FAO, 2006).

O horizonte *O*, como a letra sugere, é o orgânico, e é formado por MO não decomposta *in situ*, ou pelo menos parcialmente decomposta. A fração mineral corresponde a uma pequena percentagem do volume deste material, sendo em geral bastante inferior à metade do seu peso (FAO, 2006).

O horizonte *A* consiste no horizonte mineral que se forma na parte superior do solo ou abaixo do horizonte *O*. Contém MO humificada, e consiste em folhas, raízes ou outras partes de plantas em decomposição, sem translocação, e está intimamente associada à matéria mineral, donde resulta frequentemente uma cor escura (FAO, 2006).

O horizonte *E* também consiste num horizonte mineral, que é caracterizado pela perda eluvial de argilas silicatadas, compostos de ferro e de alumínio, ou húmus (todos ou apenas alguns destes materiais). A componente residual é enriquecida em areia e silte, e está quase ou totalmente desprovida da estrutura petrográfica. O horizonte *E* localiza-se sobre um horizonte *H*, *O* ou *A*, e sobre um *B*, sendo em geral a sua cor mais clara do que os horizontes adjacentes (FAO, 2006).

O horizonte *B* é de natureza mineral que se forma sobre um horizonte *A*, *E*, *O* ou *H*, onde se observa a destruição total ou quase total da estrutura petrográfica, e o desenvolvimento da estrutura pedológica (FAO, 2006).

O horizonte *C* consiste em material mineral cuja composição não é consolidada, é pouco afetado pelos processos pedogenéticos, e é desprovido de características distintivas dos horizontes *H*, *O*, *A*, *E* e *B*. Muitas vezes a estrutura petrográfica mantém-se preservada (FAO, 2006).

Por fim, o horizonte *R* consiste na rocha coerente e dura, pelo que não é possível escavar-se manualmente mesmo quando está húmido (FAO, 2006).

A textura do solo é descrita pela proporção relativa das diferentes classes granulométricas de partículas minerais com dimensão inferior a 2mm como a areia, silte/limo e argila (ver tabela 1) (SSDS, 1993; FAO, 2006).

Tabela 1- Classes granulométricas do solo segundo SSDS (1993).

Areia muito grossa	2.0-1.0 mm
Areia grossa	1.0-0.5 mm
Areia média	0.5-0.25 mm
Areia fina	0.25-0.10 mm
Areia muito fina	0.10-0.05 mm
Silte	0.05-0.002 mm
Argila	< 0.002 mm

Posteriormente as classes texturais são divididas consoante as combinações possíveis das percentagens de areia, silte e argila, e podem ser representadas num diagrama triangular (SSDS, 1993; FAO, 2006) (ver fig. 2).

A textura determina em grande parte o comportamento hidrológico, facilitando ou não a velocidade com que a água circula no solo, bem como a quantidade de água e ar presente. Constitui ainda numa das características mais estáveis do solo (SSDS, 1993; FAO, 2006).

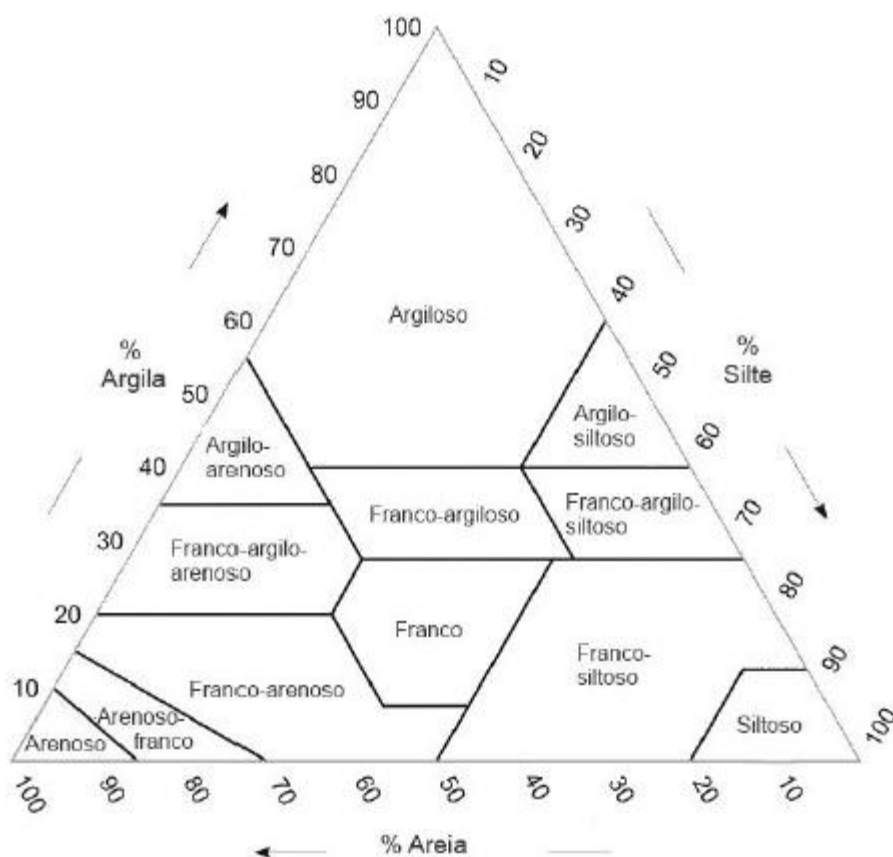


Figura 2- Diagrama de texturas do solo segundo SSDS (1993).

A estrutura do solo refere-se à organização natural das partículas individuais de areia, silte e argila segundo processos pedogenéticos e que resulta na formação de agregados. Os agregados encontram-se separados, uns dos outros, por poros ou espaços vazios, e podem ser descritos em classes, tamanhos e tipo. Os agregados podem ocorrer em diferentes padrões, resultando em diferentes estruturas de solo, com diferentes propriedades, nomeadamente no que diz respeito à circulação da água (FAO, 2006; WRB, 2014).

Fração orgânica

A MO do solo é todo o material constituído por compostos de C, originalmente produzido por organismos vivos, que vai sendo depositado sobre o solo e passa pelo processo de decomposição (Bot e Bennites, 2005).

De um modo geral, a MO parte de diversos materiais de tecidos oriundos de plantas e animais e vai-se transformando numa mistura de material decomposto, conhecido como *húmus*, que representa a fração de MO do solo estável (Bot e Bennites, 2005).

A maior parte da MO tem origem no tecido vegetal (fig. 3). A matéria vegetal contém cerca de 60% a 90% de humidade, e o restante material consiste em C, O₂, H₂ e pequenas quantidades de S, N, P, K, Ca, e Mg, (Bot e Bennites, 2005) que, por sua vez, constituem os nutrientes muito importantes sob ponto de vista de fertilidade e sustento dos organismos do solo.



Figura 3- Resíduos da vegetação depositados sobre o solo, posteriormente sofrem decomposição, o que aumenta o teor em MO no solo. Fonte: Bot e Bennites, 2005

No solo, a MO pode ser dividida em fração superficial e fração subterrânea. A fração superficial compreende essencialmente os resíduos de animais e plantas. A fração subterrânea consiste, por sua vez, em organismos vivos tais como invertebrados e microrganismos, em matéria parcialmente decomposta e em substâncias húmicas (Bot e Bennites, 2005).

O conteúdo total e a partição da MO é influenciada pelas propriedades do solo e pela quantidade de resíduos que são introduzidos neste sistema. Ou seja, a velocidade de

decomposição e incorporação da MO é determinada por propriedades como a textura, pH, temperatura, humidade, arejamento, mineralogia ou atividade biológica. Por sua vez, a MO pode modificar muitas destas propriedades (Bot e Bennites, 2005).

Assim sendo, para além de a MO constituir uma fonte de nutrientes disponíveis para as plantas e outros organismos do solo, também desempenha um papel muito importante na estrutura e estabilidade dos agregados. A presença de MO no sistema solo é fulcral para torná-lo mais resiliente, de forma a minimizar os efeitos da erosão.

Os HAPs, tal como a MO, consistem numa parte da fração orgânica do solo. A sua abordagem mais detalhada será feita no capítulo 1.3.1.4.

1.3 Impacte dos Incêndios florestais

1.3.1 Ambiente

1.3.1.1 Perda e alteração da biodiversidade

Embora os efeitos sobre a flora sejam os mais evidentes, os incêndios também tem consequências sobre toda a fauna que vive e depende da floresta. Como foi mencionado anteriormente, existem ecossistemas onde os fogos florestais são uma componente necessária (Dennis et al., 2001) e cujas espécies estão adaptadas e beneficiam destes (Keely e Brennan., 2012).

Todavia, nos dias de hoje, a alteração da frequência e da intensidade de incêndios atinge circunstâncias que dificultam a restituição do ambiente e dos seres vivos que aí habitam.

Um impacte direto causado por um incêndio é a morte dos organismos. A perda destes, principalmente aqueles que desempenham o funcionamento base de um ecossistema, nomeadamente os microrganismos, invertebrados do solo, polinizadores e decompositores, pode atrasar significativamente a velocidade de recuperação do mesmo (Dennis et al., 2001).

No que diz respeito aos efeitos indiretos, tem-se o caso da emigração dos seres vivos para outros locais. As diversas transformações no ecossistema modificam as características iniciais, às quais os organismos estavam adaptados. A perda do habitat, dos abrigos e dos recursos indispensáveis para a sobrevivência leva necessariamente ao abandono do local pelos seres vivos (Dennis et al., 2001).

Por outro lado, também se verifica a imigração de espécies, após o incêndio. A maioria é representada por plantas exóticas, não endémicas e, dado o seu carácter bioinvasor, tendem não só a estabelecer-se rapidamente, como a tornar-se dominantes e competidoras com as espécies indígenas pelo nicho ecológico.

Assim, a heterogeneidade da comunidade diminui afetando a biodiversidade e o potencial ecológico do ecossistema, tendo consequências a diversos níveis tais como as componentes biótica e abiótica do ecossistema em questão.

1.3.1.2 Alterações da composição e propriedades do solo pelos incêndios florestais

Os incêndios florestais podem produzir diversos efeitos a curto e longo prazo sobre o sistema solo (Zavala et al., 2014). Os efeitos são inicialmente visíveis na eliminação da vegetação, mas também são representados pela perda ou alteração da composição e das propriedades do solo, podendo manifestar-se imediatamente após um incêndio ou a longo prazo (Shakesby., 2011).

Como consequência destas alterações tem-se a erosão dos solos, que constitui num dos maiores impactes ambientais dos incêndios florestais (Certini, 2005; Cerdà e Robichaud., 2009; Shakesby., 2011).

A gravidade e o tipo de efeitos que se fazem sentir, está dependente da composição do solo, do tipo e concentração do coberto vegetal, e da severidade do incêndio (Certini, 2005; Cerdà e Robichaud., 2009; Shakesby., 2011).

A severidade do incêndio, por sua vez, está dependente de dois fatores, intensidade e duração da combustão. A intensidade é a taxa a que um fogo produz energia térmica. O processo de combustão é controlado por vários fatores ambientais, tais como a quantidade, natureza e a humidade do combustível (vivo ou morto), temperatura e humidade do ar, a velocidade do vento, e a topografia do local (Certini, 2005; Shakesby, 2011).

Em contato com o fogo, a composição do solo transforma-se ou é, em parte, perdida. A MO e a vegetação podem ser quase, ou totalmente eliminadas (Cerdà e Robichaud., 2009; Malkinson e Wittenberg, 2011). Uma vez que a MO determina em grande parte a integridade do solo, sucede a deterioração da porosidade e estrutura do mesmo (Certini, 2005). E também se registam a perda de nutrientes através da volatilização, alterações nos minerais bem como na composição e número de microrganismos e invertebrados do solo (Shakesby, 2011).

Todas estas transformações aliadas à falta de vegetação tornam o solo muito mais vulnerável e mais recetível à erosão. Como resultado, os sedimentos desprendem-se mais facilmente e as repercussões a nível geomorfológico são visíveis nos deslizamentos de terra e na maior quantidade de detritos nas águas (Shakesby e Doerr, 2006).

Sabendo que o solo estabelece relações com a atmosfera e ciclo hidrológico, evidentemente que ao surgirem alterações no solo estas acabam por refletir-se nestes dois sectores.

É importante frisar que as alterações no solo não são homogêneas. Conforme foi dito, os efeitos sobre o solo estão dependentes de vários fatores, entre eles a vegetação. Uma vez que esta não é distribuída uniformemente, têm-se locais com maior acumulação (ver exemplo da Fig. 4). Por esta razão nestes locais a severidade será maior, já que a combustão dá-se mais lentamente, e o solo envolvente fica sujeito a temperaturas mais altas do que nas redondezas (Blake W. H., 2005; Clement B. M., et al 2010; Moody et al., 2013; Zavala et al., 2014; Malkinson e Wittenberg, 2011).



Figura 4- Variabilidade espacial da severidade associada à distribuição da vegetação. Pontos com maior concentração de vegetação apresentam uma cor mais escura devido à formação de cinzas. Fonte (Moody et al., 2013)

1.3.1.2.1 Alterações particulares das propriedades do solo pelos incêndios florestais

pH e Condutividade elétrica

A acidez determina-se medindo a concentração de iões de H^+ livres numa solução do solo (SSDS, 1993; FAO, 2006). Este parâmetro afeta a disponibilidade dos nutrientes para as plantas e muitos outros processos que ocorrem no solo e exprime-se pelo índice do pH que corresponde à escala logarítmica de Sorensen ($pH = -\log[H^+]$) (SSDS, 1993; FAO, 2006). Em geral, o pH dos solos varia aproximadamente entre 2,0 a 11,0 (ver tabela 2) (SSDS, 1993).

Tabela 2- Classificação dos solos em termos de pH, segundo SSDS (1993).

Ultra ácido	<3,5
Extremamente ácido	3,5-4,4
Muito ácido	4,5-5,0
Ácido	5,1-5,5
Moderadamente ácido	5,6-6,0
Ligeiramente ácido	6,1-6,5
Neutro	6,6-7,3
Ligeiramente alcalino	7,4-7,8
Moderadamente alcalino	7,9-8,4
Alcalino	8,5-9,0
Muito Alcalino	> 9,0

A condutividade elétrica (CE) refere-se à capacidade do material de conduzir a corrente elétrica através dele e é medida numa solução aquosa de solo dissolvido. A unidade de medida internacional da condutividade é *microSiemens* por centímetro ($\mu S/m$) (Grisso et al., 2009; SERC). Quanto maior for o material dissolvido numa amostra de solo, maior será a CE desse material (SERC).

A CE varia consoante a humidade suportada pelas partículas do solo. A areia apresenta baixa CE, o limo apresenta uma CE mediana, e as argilas apresentam uma elevada CE. Deste modo, esta propriedade está diretamente correlacionada com as partículas do solo e a textura, bem como com a concentração de sais dissolvidos (Grisso et al., 2009).

Segundo Certini, 2005 tanto o pH como a CE do solo tendem a aumentar sob a ação dos incêndios.

Em geral, a elevação do pH deve-se à desnaturação de ácidos orgânicos durante a combustão (Certini, 2005). Um facto que comprova a subida do pH é a presença de hidróxidos, óxidos e carbonatos de K e Na no solo, após o incêndio, e a presença de concentrações de Na, Ca, Mg e K na composição das cinzas (Certini, 2005).

No que diz respeito ao aumento da CE, este deve-se maioritariamente à libertação de iões (saís) a partir da combustão da MO (Cerdà e Robichaud, 2009; Certini, 2005). Contudo, em casos mais extremos de temperaturas mais elevadas, a CE pode baixar com a destruição dos minerais de argila (Cerdà e Robichaud, 2009).

Apesar disso, para ambos os casos verifica-se um decréscimo nos valores ao longo do tempo, devido essencialmente ao contributo das chuvas que lixiviam as substâncias responsáveis pelo enaltecimento das duas propriedades (Cerdà e Robichaud, 2009).

Hidrofobicidade do solo

A hidrofobicidade impede que a água molhe ou se infiltre em solo seco. Pode ser avaliada sob vários climas, diferentes tipos de vegetação e particularmente, após a ocorrência de incêndios florestais (Doerr et al., 2009).

Os principais mecanismos que geram a hidrofobicidade são a atividade microbiológica e/ou de fungos, a influência de determinadas espécies de plantas, o conteúdo em MO, a composição do solo e o aquecimento pelos incêndios florestais (Doerr et al., 2009, Malkinson e Wittenberg., 2011).

As frações orgânicas que são responsáveis por este comportamento são os ácidos húmicos, as frações alifáticas e o próprio lixo orgânico (restos de plantas). Este fenómeno deve-se à formação de um complexo hidrofóbico da MO com outras partículas do solo. Além disso, a própria textura e estrutura do solo, bem como alguns minerais, afetam esta propriedade (Malkinson e Wittenberg., 2011).

Nesta investigação, um dos pontos de amostragem de solo não ardido é localizado numa zona de xisto com eucaliptal, cujos valores de hidrofobicidade na amostra de solo não afetado já se verificam altos (S3A e B), evidenciando a influência da composição mineral sobre esta propriedade.

Tal como outras propriedades, a alteração da hidrofobicidade pelos incêndios florestais está dependente de fatores como a temperatura, combustível e composição mineralógica do solo. No entanto, é a temperatura que determina grande parte das alterações (Doerr et al., 2006; Doerr et al., 2009; Malkinson e Wittenberg, 2011). Atingidas temperaturas muito altas, pode registar-se a perda da hidrofobicidade do solo, que é causada pela combustão total dos compostos orgânicos (Doerr et al., 2006).

Para casos de temperaturas mais baixas, dá-se a volatilização dos compostos orgânicos durante a combustão, seguida da condensação destes sobre a superfície, o que causa o aumento desta propriedade. Deste modo, cria-se uma camada hidrofóbica na superfície do solo que não permite que a água se infiltre, causando o escoamento superficial (Doerr et al., 2006; Malkinson e Wittenberg, 2011). Este é responsável por diversas transformações a nível geomorfológico (Lourenço et al., 2012) que acabam por intervir nos sistemas hidrológicos (Doerr et al., 2009). Assim, o enaltecimento da hidrofobicidade constitui um importante fator de erosão e de diminuição do conteúdo da humidade do solo.

Todavia, os valores altos verificados após um incêndio estão dependentes do tempo que a camada hidrofóbica (causada pela deposição dos compostos orgânicos) permanece sobre o solo, por sua vez, associado maioritariamente a padrões de precipitação.

Este cenário foi abordado num estudo por Malkinson e Wittenberg, (2011) que sugere uma tendência (modelo) que descreve a evolução da hidrofobicidade imediatamente após incêndio e a longo prazo, sob as condições do clima Mediterrânico (Fig. 5).

Numa primeira fase, a tendência proposta parte dos valores elevados da hidrofobicidade após um incêndio, que decrescem com a degradação e lixiviação dos compostos responsáveis pela subida desta propriedade, atingindo um valor mínimo. Numa segunda fase, partindo do valor mínimo atingido, verifica-se restituição da atividade biótica e da MO do ecossistema, a longo prazo, e os níveis de hidrofobicidade são restabelecidos para o

valor característico do local antes de ser afetado pelo incêndio (Malkinson e Wittenberg, 2011).

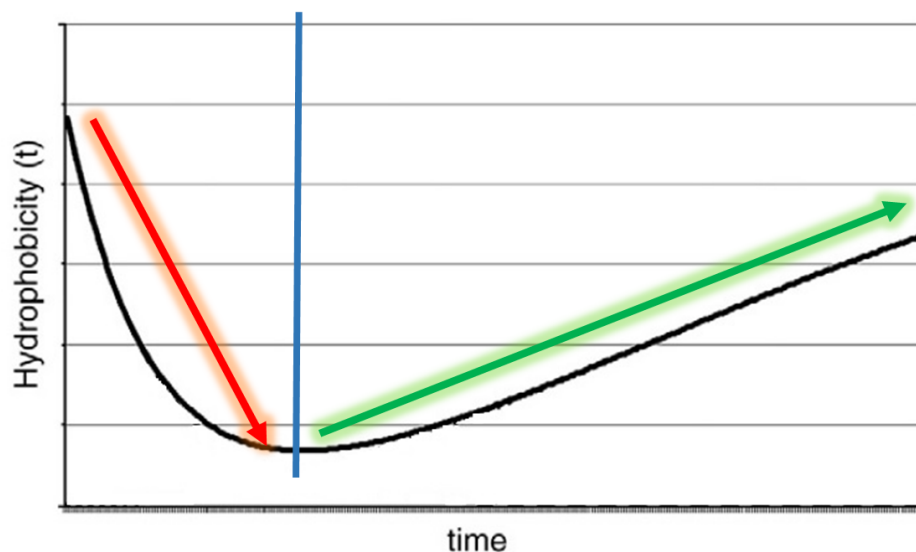


Figura 5- Exemplo geral da evolução a longo prazo dos valores da hidrofbicidade após um incêndio. Na primeira fase (seta vermelha) decresce a hidrofbicidade inicial causada pelo incêndio, onde atinge o valor mínimo. Na segunda fase (seta verde) o valor da hidrofbicidade é recuperado com a restituição da atividade biótica e a MO do solo (adaptado de Malkinson e Wittenberg, 2011).

Contudo, como foi dito, a tendência representada no gráfico representa uma hipótese do comportamento da hidrofbicidade. Fatores como a composição mineral e padrões de precipitação influenciam esta evolução e por esse motivo o modelo pode não se aplicar a todas as situações.

Suscetibilidade magnética dos solos

Com as crescentes preocupações em relação ao aumento na frequência dos incêndios e severidade, há uma necessidade de melhorar a compreensão dos danos causados, o que pode ser conseguido não só com base na resposta hidrogeomorfológica da paisagem em relação ao fogo, mas também com a base nos impactes causados nos sedimentos da superfície dos solos (Blake *et al.*, 2005).

Os impactes causados pelos incêndios florestais sobre os sedimentos traduzem-se por alterações no comportamento magnético dos minerais (Blake *et al.*, 2005). Uma forma de avaliar estas alterações é através da medição da suscetibilidade magnética (SM) dos minerais presentes numa amostra de solo.

Entende-se por SM o grau de capacidade de um material de se tornar magnético quando exposto a um campo magnético externo, ou ao que se denomina de “magnetizabilidade” (Lourenço e Gomes., 2010). A medição da suscetibilidade magnética permite caracterizar um material magnético quanto à capacidade que apresenta em se magnetizar, quando sujeito a um campo magnético externo (Blake *et al.*, 2005; Jordanova *et al.*, 2010).

Esta técnica revela-se bastante útil no contexto dos incêndios, já que permite compreender as transformações ocorridas através da comparação da SM medida nas amostras de solos ardidos com não ardidos, numa primeira etapa, determinando de que forma o fogo influencia o comportamento magnético dos solos.

Os impactes causados pelos incêndios florestais sobre os sedimentos manifestam-se por alterações no comportamento magnético dos minerais (Blake *et al.*, 2005). Uma forma de avaliar estas alterações é através da medição da suscetibilidade magnética (SM) dos minerais presentes numa amostra de solo.

Geralmente a componente mineral do solo é pouco afetada por incêndios, porque as alterações apenas se registam para valores muito altos de temperatura, a partir de 500°C (Certini, 2005; Clement *et al.*, 2010).

A profundidade até onde se registam alterações desta natureza, varia de 1 a 8 cm, intervalo no qual se observa a transformação de certos minerais (Certini., 2005; Clement., *et al* 2010).

Durante um incêndio, se a temperatura for muito intensa os minerais reúnem condições para formar outros de fase magnética diferente. Contudo, esta transformação requer a presença de MO, ou de outro agente redutor. Caso contrário, na presença de oxigénio, os minerais são oxidados resultando na diminuição da fase magnética (Blake *et al.*, 2005; Clement., *et al* 2010). Segundo pesquisas, sugeriu-se que a mudança de condições de oxidação e redução durante os incêndios converte os minerais pouco magnéticos para fases mais magnéticas (Clement., *et al* 2010).

Considerando uma amostra de *solo ardido*, a magnetização é mais alta à superfície (devido ao maior contacto com o fogo), enquanto que em profundidade estes valores diminuem, pois não foram sujeitos às mesmas condições de temperatura. Comparando amostras de *solos ardidos* a magnetização é maior do que em amostras de solo *não ardidos* (Blake *et al.*, 2005; Clement., *et al* 2010).

1.3.1.3 Alterações na água e na atmosfera

Alterações no ciclo hidrológico e na qualidade da água

Como já foi anteriormente referido, os solos influenciam o ciclo hidrológico bem como a qualidade da água (fig. 6). Como tal, as modificações causadas pelos incêndios florestais, tem repercussões sobre este setor (Surber, 2002; Jones et al., 2005; Shakesby e Doerr, 2006; Vergnoux et al., 2011).

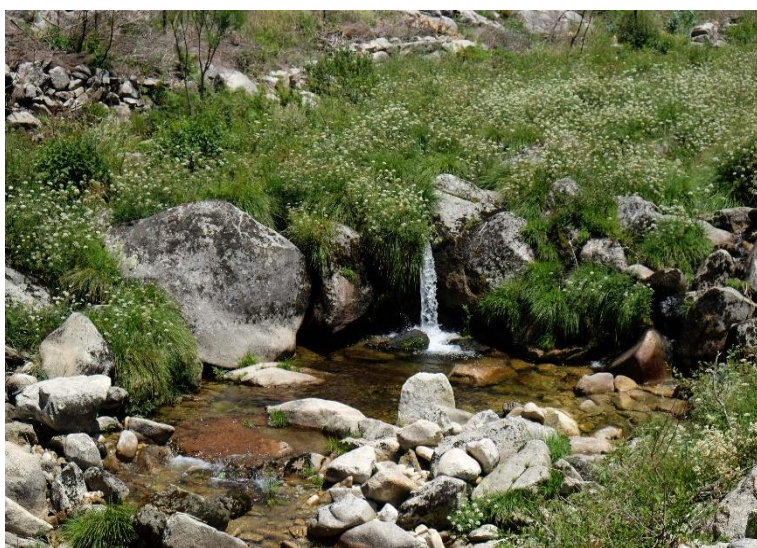


Figura 6- Ribeira de Muna, localizada na Serra do Caramulo.

A infiltração no solo, o fluxo dos cursos de água, a taxa de evapotranspiração e a qualidade da água são alguns dos parâmetros afetados pelas modificações nos solos causadas pelos incêndios florestais (Shakesby e Doerr, 2006).

A perda de vegetação está diretamente ligada à alteração da evapotranspiração e à subida da temperatura da superfície das águas, como resultado de uma maior exposição dos cursos de água ao sol (Surber, 2002).

Os níveis elevados da hidrofobicidade pós incêndio são os responsáveis pela diminuição da infiltração de água pela superfície. A humidade do solo diminui e aumenta o escoamento sobre a superfície, que culmina com o aumento do caudal dos cursos de água (Shakesby e Doerr, 2006).

A lixiviação da superfície também altera a qualidade da água no que diz respeito à sua composição e, ao implicar o arrasto de sedimentos, nutrientes, cinzas e outros contaminantes como HAPs, aumenta da turbidez da água (Surber, 2002; Vergnoux et al., 2011; Vila-Escalé et al., 2007).

Em demasia, os nutrientes causam a disfunção da componente biótica da água, originando a eutrofização e a diminuição do oxigénio dissolvido. As cinzas alteram o valor do pH para valores mais altos e ao mesmo tempo são tóxicas para os organismos que aí residem (Surber, 2002; Vila-Escalé et al., 2007).

A magnitude e duração destas alterações sobre o sistema hidrológico variam dependendo de um conjunto de fatores, desde modificações no solo causadas pelo incêndio aos padrões de precipitação pós incêndio.

Alterações na atmosfera

Igualmente ao ciclo hidrológico, a atmosfera interage com os solos (Alcamo e Bennet, 2003; Jones et al., 2005; Barrios, 2007). Os incêndios florestais são uma das causas de poluição da atmosfera e contribuem para o efeito de estufa (fig.7). O processo de combustão emite gases e aerossóis, e o ar fica saturado de partículas que diminuem a visibilidade (Heilman et al., 2014).



Figura 7 - Incêndio Serra do Caramulo 2013. Fonte: Jornal público

Entre as substâncias emitidas, o CO_2 e o vapor de água são a componente maioritária. No entanto encontram-se gases como CO , NO_x , CH_4 , entre outros gases com efeito de estufa, e poluentes prioritários como as dibenzo-p-dioxinas policloradas, dibenzofuranos e ainda HAPs (Vergnoux et al., 2011; Heilman et al., 2014).

As plumas de fumo ascendem verticalmente para níveis superiores da atmosfera onde são posteriormente arrastadas (horizontalmente) por massas de ar, que transportam os poluentes por longas distâncias contaminando outros locais. Além disso, as substâncias emitidas, como os gases com efeito de estufa, sofrem reações químicas na atmosfera que agravam o impacto final sobre o sistema climático (Heilman et al., 2014).

Ainda assim, a magnitude do impacto das emissões dos incêndios florestais sobre a composição atmosférica e a sua pressão no efeito de estufa está dependente componente abiótica, biótica, e meteorológica do ecossistema. Uma vez que o fumo é uma mistura rica e complexa de gases e aerossóis que dependem das características do local (Heilman et al., 2014).

1.3.1.4 Hidrocarbonetos Aromáticos Policíclicos (HAPs) nos solos

1.3.1.4.1 Origem

A maioria dos HAPs tem origem antropogénica, a partir da combustão de materiais durante os processos de produção de energia e das indústrias, incluindo a queima de biomassa, carvão e petróleo, e na manufatura de metais (Yanxu et al., 2008; Kim et al., 2011; Tobiszewski e Namiesnik, 2012; Kim et al., 2013). São utilizados no fabrico de plástico, pesticidas, medicamentos, e podem servir para conduzir investigações (Ravindra et al., 2008). Contudo, podem ser encontrados naturalmente no ambiente (Yanxu et al., 2008; Tobiszewski e Namiesnik, 2012; Vane et al., 2013; Stogiannidis e Laane, 2015).

Na natureza os HAPs tem origem a partir de processos naturais, cujas principais fontes são a queima de biomassa (incêndios florestais), erupções vulcânicas e diagénese a temperaturas baixas ou moderadas do material orgânico sedimentar para formar combustível fóssil (Tobiszewski e Namiesnik, 2012; Stogiannidis e Laane, 2015). Alguns HAPs são produzidos naturalmente no ambiente a partir de transformações químicas ou biológicas da MO, e a partir de processos biológicos (Stogiannidis e Laane, 2015), como o processo de biossíntese direta realizada por microrganismos e plantas (Ravindra et al., 2008).

Apesar de não representar uma grande parte nas emissões globais dos compostos de HAPs, os incêndios florestais consistem em 17% dessas emissões (Yanxu et al., 2008).

Claramente, no caso dos incêndios florestais, as condições meteorológicas como o vento, a temperatura, a humidade, e o tipo de combustível tem um papel importante no grau de produção de HAPs (Ravindra et al., 2008; Vergnoux et al., 2011).

Durante um incêndio, a síntese dos HAPs é realizada por processos de combustão incompleta, isto é, pirólise. Durante a combustão da MO, C e CH, é necessário O₂ para concluir o processo e formar CO₂ e H₂O. Todavia, nestas circunstâncias o oxigénio é esgotado, e aliado a situações de temperatura muito elevadas, o processo de combustão não se completa (Ravindra et al., 2008; Azevedo et al., 2013).

Nestas condições as ligações entre os átomos de oxigénio e hidrogénio são quebradas, e formam-se radicais livres. Estes por sua vez combinam-se através do mecanismo de

pirossíntese em moléculas mais complexas e estáveis, e com maior resistência à degradação térmica, que são libertadas sob forma de vapor na zona de combustão (Ravindra et al., 2008).

Segundo investigações realizadas, os incêndios florestais tem tendência a formar os HAPs mais leves, que contêm entre 2 a 4 anéis de benzeno (García-Falcón *et al.*, 2006; Vila-Escalé *et al.*, 2006; Vergnoux *et al.*, 2011).

Uma forma de definir a origem de formação dos HAPs é através dos índices de comparação desenvolvidos por diversos autores (tabela 3). Para o caso de estudo utilizaram-se índices de HAPs que existem com maior abundância nas amostras, e são eles $Flt/(Flt+Pi)$, $Ant/(Ant+Fen)$, $BaA/(BaA+Cri)$ e $InP/(InP+Bp)$. Que consistem em pequenos cálculos de comparação que estabelecem intervalos de valores que classificam uma determinada origem (Tobiszewski e Namiesnik, 2012; Vane et al., 2013).

Tabela 3- Índices de HAPs Fonte: Tobiszewski e Namiesnik, 2012

HAPs	Intervalo	Origem
Flt/(Flt+Pir)	<0.4	Petrogénica
	0.4-0.5	Combustão de combustíveis fósseis
	>0.5	Combustão de vegetação, madeira, e carvão
ant/(ant+Fen)	<0.1	Petrogénica
	>0.1	Pirogénica
BaA/(BaA+Cri)	0.2-0.35	Combustão de carvão
	<0.2	Petrogénica
	>0.35	Combustão
InP/(InP+Bp)	<0.2	Petrogénica
	0.2-0.5	Combustão de petróleo
	>0.5	Combustão de vegetação, madeira, e carvão

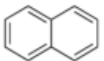
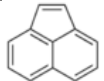
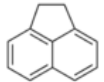
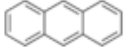

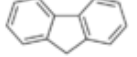
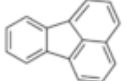
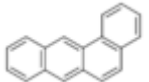
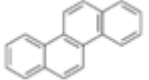


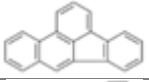
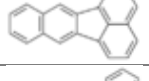
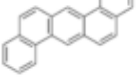


1.3.1.4.2 Caracterização química e física

Os HAPs consistem em substâncias de hidrocarbonetos aromáticos policíclicos. Na sua forma pura são sólidos, e podem variar o seu aspeto desde incolor, a branco ou amarelo esverdeado (Kim et al., 2011).

São uma classe de compostos orgânicos complexos, que incluem carbono e hidrogénio, organizados em estrutura aromática (anéis de benzeno), são constituídos no mínimo por dois anéis, podendo atingir até 6 anéis aromáticos (Ravindra et al., 2008). Os HAPs considerados leves apresentam até 3 anéis, enquanto que os HAPs pesados apresentam a partir de 4 anéis (Vergnoux et al., 2011).

São conhecidos por serem um grupo de contaminantes orgânicos ambientais que são prejudiciais para o ambiente e para a saúde humana, e são tóxicos para todos os organismos vivos (Tobiszewski e Namiesnik, 2012). Foram caracterizados mais de 160 HAPs na natureza, mas a entidade da Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (US EPA) apenas definiu 16 dos HAPs como poluentes prioritários, dadas as suas propriedades tóxicas, mutagénicas e carcinogénicas (Bojes e Pope, 2007; Vergnoux et al., 2011; Ribeiro et al., 2012; Gitipour et al., 2014). Para além destas características, os HAPs são extremamente hidrofóbicos e ainda lipofílicos (Kim et al., 2013; Gitipour et al., 2014). Na tabela 4 são apresentadas as propriedades físico-químicas dos 16 HAPs prioritários.

Tabela 4- Propriedades físico-químicas dos 16 HAPs definidos pela US EPA (Bojes et al., 2007)

Hidrocarbonetos aromáticos policíclicos	Fórmula Química ^a	Número de anéis ^b	Massa molecular (g/mol) ^b	Solubilidade (mg/L) ^b	Pressão de vapor (mm/Hg) ^b	Estrutura Química ^c
Naftaleno	C ₁₀ H ₈	2	128.17	31	8.89E-02	
Acenaftileno	C ₁₂ H ₈	3	150.20	16.1	2.90E-02	
Acenafteno	C ₁₂ H ₁₀	3	154.21	3.8	3.75E-03	
Antraceno	C ₁₄ H ₁₀	3	178.23	0.045	2.55E-05	
Fenantreno	C ₁₄ H ₁₀	3	178.23	1.1	6.80E-04	
Fluoreno	C ₁₃ H ₁₀	3	166.22	1.9	3.24E-03	
Fluoranteno	C ₁₆ H ₁₀	4	202.26	0.26	8.13E-06	
<i>Benzo(a)antraceno</i>	C ₁₈ H ₁₂	4	228.29	0.011	1.54E-07	
<i>Criseno</i>	C ₁₈ H ₁₂	4	228.29	0.0015	7.80E-09	
Pireno	C ₁₆ H ₁₀	4	202.26	0.132	4.25E-06	
<i>Benzo(a)pireno</i>	C ₂₀ H ₁₂	5	252.32	0.0038	4.89E-09	
<i>Benzo(b)fluoranteno</i>	C ₂₀ H ₁₂	5	252.32	0.0015	8.06E-08	
<i>Benzo(k)fluoranteno</i>	C ₂₀ H ₁₂	5	252.32	0.0008	9.59E-11	
<i>Dibenzo(a,h)ant raceno</i>	C ₂₂ H ₁₄	6	278.35	0.0005	2.10E-11	
<i>Benzo(g,h,i)peri leno</i>	C ₂₂ H ₁₂	6	276.34	0.00026	1.00E-10	
<i>Indeno[1,2,3-cd]pireno</i>	C ₂₂ H ₁₂	6	276.34	0.062	1.40E-10	

Notas: A US EPA classificou os HAPs em *itálico* como possíveis cancerígenos humanos (Bojes et al., 2007). Fonte: ^aRavindra et al., 2008; ^bBojes et al., 2007; ^cimagens de Sigma Aldrich

Os HAPs mais leves tem tendência a ter solubilidade mais baixa, e baixa pressão de vapor, pelo que estão mais facilmente presentes na forma de gás. Ou seja, quanto mais leve o composto, maior a tendência a estar presente em forma de gás. Quanto aos HAPs mais pesados (com maior número de anéis), a tendência é estarem adsorvidos a partículas no ambiente (Ravindra et al., 2008; Vergnoux et al., 2011; Ribeiro et al., 2012; Gitipour et al., 2014).

1.3.1.4.3 Distribuição no ambiente

Ambientalmente os HAPs são geralmente encontrados em combustíveis fósseis, e em diferentes compartimentos ambientais, nomeadamente nos solos (Ribeiro et al., 2012; Stogiannidis e Laane, 2015).

O facto dos incêndios florestais gerarem HAPs não é bem conhecida, e o tipo de compostos produzidos poderá estar associado ao tipo de vegetação local, e às condições em que a combustão ocorre, como o vento, a temperatura e a humidade (Vergnoux *et al.*, 2011).

No ambiente estes compostos podem ser volatilizados, foto-oxidados, químico-oxidados, sofrer lixiviação, e ainda ser sujeitos à degradação realizada por microrganismos (Ribeiro et al., 2012). Os microrganismos existentes nos solos são responsáveis pela bio transformação destes compostos (Ravindra et al., 2008).

Naturalmente, o processo de bio transformação está dependente de fatores como a temperatura, a humidade, pH, concentração de O₂ do solo, concentração de HAPs e da própria composição do solo. Por outro lado, as características dos HAPs também implicam, e a sua biodisponibilidade pode ser limitada quando estes compostos estão adsorvidos às partículas orgânicas e matéria do solo (Ravindra et al., 2008).

Geralmente, sob clima Mediterrâneo, após a época dos incêndios ocorrem a época das chuvas. Nesta altura os compostos são arrastados para outros locais, incluindo recursos hídricos locais, causando a contaminação dos mesmos (Vila-Escalé *et al.*, 2007; Vergnoux *et al.*, 2011). É de salientar que a lixiviação destes contaminantes está dependente da mobilidade dos mesmos, que tem que ver com o valor do pH do solo. Para valores de pH altos a mobilidade dos HAPs aumenta (García-Falcón *et al.*, 2006).

A volatilização, por sua vez, implica a transferência dos HAPs do local em que estão depositados para a atmosfera, onde podem ser dispersados por longas distâncias até encontrarem condições de temperatura mais baixa, onde condensam e se depositam. (Vila-Escalé M., *et al.*, 2006; Vergnoux *et al.*, 2011). Por este motivo podemos encontrar concentrações destes contaminantes em locais onde estes não tiveram origem, inclusive a nível global, daí a sua ubiquidade (Vergnoux *et al.*, 2011).

Considerando o solo, o fator mais importante na influência da concentração dos HAPs é o tempo. A permanência de um HAP particular no solo depende das condições meteorológicas, das propriedades do solo, nomeadamente o pH, e das características intrínsecas do composto em si. Por esta razão, se se tratarem de compostos mais leves serão mais facilmente degradados ou dispersados, do que os com maior número de anéis aromáticos (Vila-Escalé *et al.*, 2006; Vergnoux *et al.*, 2011).

1.3.1.4.4 Efeitos sobre a saúde Humana

Dentro dos efeitos que estas substâncias podem causar, estas podem atuar de forma letal (a curto prazo) ou de forma crónica (a longo prazo). Contudo, a capacidade dos HAPs prejudicarem de forma letal não é bem clara (ATSDR; Kim *et al.*, 2013). O parâmetro de avaliação mais significativo da toxicidade de um HAP é a carcinogenicidade (tabela 5) (ATSDR).

Primariamente o que vai determinar uma destas vias é a toxicidade inerente do HAP em questão. Por outro lado, vai depender também do tempo e forma como o indivíduo se expõe à substância, e como não podia deixar de ser, a concentração do mesmo. Ainda assim existem outra variedade de fatores que vão influenciar a forma com que estes compostos vão afetar o indivíduo, tais como a saúde e a idade particular do indivíduo em questão (ATSDR; Kim *et al.*, 2013).

O potencial cancerígeno, mutagénico, e teratogénico destes compostos é mais grave à medida que a massa molecular destes aumenta. Em contrapartida, a toxicidade aguda diminui. Dentro dos estudos realizados até à data, os HAPs com maior potencial carcinogénico são o Benzo(a)pireno (BaP), Benzo(a)antraceno (BaA), e Dibenzo[a,h]antraceno (DBA) (Kim *et al.*, 2013).

As formas principais de exposição aos HAPs, que se conhece, são através da inalação do ar ambiente e ocupacional (no caso da inalação dos fumos das lareiras), a absorção pela pele e o consumo de alimentos contaminados (Yan et al., 2004, Kim et al., 2013).

Os efeitos prejudiciais dos HAPs estão em grande parte associados ao mecanismo de exposição. Infelizmente não existe informação detalhada no contexto da contaminação de indivíduos, bem como na exposição a um HAP particular. Os efeitos a curto prazo conhecidos são irritação da pele e dos olhos, vômitos, diarreia, náuseas, e inflamação da pele. A longo prazo os efeitos registados são o cancro da pele, pulmões, bexiga e gastrointestinal, o aparecimento de cataratas, e danos nos rins e fígado. Também se registam mutações genéticas, e mortalidade por motivos cardiopulmonares (Kim et al., 2013).

No contexto dos incêndios, o maior risco de exposição será por inalação do ar contaminado. No que diz respeito aos solos, a assimilação dos HAPs pode ocorrer através da ingestão, inalação ou via cutânea (por exposição da pele) (Kim et al., 2013).

Segundo Vila-Escalé et al., (2007), o perigo de exposição está ligado à proximidade da altura que o incêndio se deu. Tendo em conta que os HAPs sofrem degradação e são dispersados por volatilização e lixiviação, a tendência é o perigo de exposição e contaminação serem menores à medida que o tempo avança depois de um incêndio.

Tabela 5- Carcinogenicidade dos HAPs pela US-EPA. Fonte: (US-EPA, 2005; US-EPA, 1990)

Composto	Abreviatura	US-EPA ¹
Naftaleno	Naf	C *
Acenaftileno	Aceft	D *
Acenafteno	Ace	não avaliado
Fluoreno	Flu	D *
Antraceno	Ant	D *
Fenantreno	Fen	D *
Fluoranteno	Flt	D *
Pireno	Pir	D *
Benzo[a]antraceno	B[a]A	B2 *
Criseno	Cri	B2 *
Benzo[b]fluoranteno	B[b]F	B2 *
Benzo[k]fluoranteno	B[k]F	B2 *
Benzo[a]pireno	B[a]P	B2 *
Dibenzo[a,h]antraceno	DBA	B2 *
Indeno[1,2,3-cd]pireno	InP	B2 *
Benzo[g,h,i]perileno	Bpe	D *

* PAHs considerados poluentes prioritários pela US-EPA.

1): **Grupo A** – cancerígeno para os humanos; **Grupo B** – provavelmente cancerígeno para os humanos (B1 – baseado em evidências carcinogénicas limitadas no homem e suficientes em animais; B2 – baseado em evidências carcinogénicas suficientes em animais; **Grupo C** – possivelmente cancerígeno para os humanos; **Grupo D** – não classificável como cancerígeno para os humanos.

1.3.2 Paisagem

A ignição dos incêndios resulta, como foi abordado anteriormente, de um complexo de interações entre as fontes de ignição, o tempo, a topografia e o coberto vegetal. Do ponto de vista de prevenção dos incêndios, o coberto vegetal (estrutura da vegetação e a carga combustível) consiste na única variável passível de ser manipulada.

A velocidade com que um incêndio florestal se dissipa pode ser facilitada ou retardada pela heterogeneidade da paisagem. Isto é, o padrão espacial da ignição dos fogos e a dissipação ao longo das paisagens são afetadas pela suscetibilidade da vegetação. Sendo que, existe uma diferença no comportamento do incêndio em diferentes tipos de coberto vegetal, que não apresentam a mesma suscetibilidade (Gonzáles-Olabarria e Pukkala., 2011; Moreira et al., 2011).

A partir da década de 50 em Portugal verificou-se uma mudança na socio economia e na evolução demográfica em zonas rurais, resultando na migração da população do interior rural de Portugal para o litoral (Moreira et al., 2011).

A par da migração registou-se o abandono das atividades agrícolas, que desencadearam a mudança da paisagem para uma mais suscetível aos incêndios, na medida em que o abandono das zonas rurais criaram espaços que foram sendo ocupados por vegetação essencialmente de porte rasteiro, e de natureza exótica. Para além disso, também foram introduzidas espécies de árvores como o eucalipto (*Eucalyptus globulus*) (fig. 8) (Moreira et



Figura 8- *Eucalyptus globulus*, fotografia da zona de estudo S4

al., 2011; Pereira et al., 2011).

Deste modo o abandono de terrenos agrícolas e a introdução de outras espécies foram umas das maiores influências nas mudanças da composição da paisagem, e no aumento do risco de desencadeamento dos fogos (Moreira et al., 2011).

Outra problemática deste tema é a maior vulnerabilidade das áreas recentemente ardidas a incêndios futuros (Moreira et al., 2011). Tendo em conta que as transformações causadas no solo tornam-no menos recetivo à germinação de plantas, as únicas espécies que vingam nestes locais são aquelas que tem melhor capacidade de adaptação às condições do terreno.

Do mesmo modo que invadem os terrenos abandonados, estas espécies de carácter oportunista e invasor estabelecem-se nos solos queimados. Para além destes aspetos, a maioria delas são facilmente incendiáveis, como o eucalipto, e especialmente a variedade arbustiva, já que se trata de vegetação mais rasteira e por isso facilita a ignição dos incêndios (Moreira et al., 2011; Pereira et al., 2011).

Pelas razões apresentadas, a paisagem tornou-se visualmente mais contígua e homogénea (Moreira et al., 2011). E não só contribui para a situação dos incêndios nos dias de hoje, como diminui a biodiversidade e a ecologia no ambiente.

1.3.3 Socioeconomia

Em comparação com outras catástrofes naturais que se dão em minutos ou alguns dias, os incêndios florestais podem durar semanas. Além do impacte ambiental, também se verificam repercussões económicas e sociais (Dias, 2012; Kim et al., 2013; Davis et al., 2014).

Os impactes diretos dos incêndios florestais são descritos por vidas ameaçadas, perda ou danificação de estruturas, casas ou estradas, danos nos recursos naturais, e como não podia deixar de ser, os custos totais na supressão do incêndio (Dias, 2012; Davis et al., 2014).

Embora não seja facilmente mensurável, a perda dos recursos naturais, nos quais a comunidade humana depende, poderia ser incluída como uma potencial perda na economia total (Dias, 2012).

Os impactes indiretos resumem-se a distúrbios temporários nas atividades locais, especialmente no setor agrícola.



Figura 9 Exemplos dos efeitos dos incêndios na socioeconomia no Caramulo. Fonte: Jornal Público (notícia de 29/08/2013) (esq); Fonte: <http://www.agroportal.pt/x/agronoticias/2013/09/04d.htm> (dir)

1.4 Incêndios florestais em Portugal

Como foi referido anteriormente, atualmente em Portugal os fatores ambientais, nomeadamente o aquecimento global, e os fatores antropogénicos proporcionam a severidade dos incêndios (Catry et al., 2010; Costa et al., 2011).

No que diz respeito ao fator ambiental, temos a influência do clima, topografia e da distribuição das espécies vegetais (Pereira et al., 2011). Em Portugal, o clima é caracterizado por verões secos e quentes. Quando o fenómeno do anticiclone dos açores se espalha sobre a Europa central, aliada a pressões de massas de ar sobre o Mediterrâneo, leva à formação de correntes anormais de massas de ar quente que atravessam a península Ibérica vindas do norte de África (Catry et al., 2010; Costa et al., 2011). Por isso a incidência dos incêndios nesta época é muito comum.

O fator antropogénico é como se sabe o que mais contribui para os incêndios, especialmente na causa das ignições seja ela direta ou indireta. Por esta razão a incidência dos incêndios é muito mais comum em zonas com maior densidade populacional (Pereira et al., 2011).

Sabe-se que os números mais altos de incêndios registados por unidade de área são localizados em distritos com elevada população, e próximo de estradas, visto que estas constituem as principais vias de acesso humano (Catry et al., 2010; Pereira et al., 2011).

Claramente, a percentagem de incêndios provocados por causa natural é muito pequena comparada com a causa humana, e está essencialmente associada à trovoadas. No entanto, em Portugal não se faz sentir com muita frequência, especialmente no Verão, onde os incêndios se registam muito mais vezes (Pereira et al., 2011).

A fração de incêndios florestais causados pela ação humana em Portugal é de 97%, onde 49% consiste na fração intencional, 37% consiste em negligência, e 11% consiste na acidental (Catry et al., 2010).

A maior percentagem de área queimada consiste em áreas florestais que compreendem grandes parcelas de florestas predominantemente em zonas rurais. Portugal continental tem uma área florestal de cerca de 88970 km². E, de acordo com a base de dados Portuguesa de incêndios rurais (PRFD) a totalidade da área queimada registada entre 1980-2005 está à

volta de $3,0 \times 10^6$ ha, isto é, 34% da área total continental. Em relação à Europa, Portugal é um dos países que apresenta um maior registo de incêndios florestais, mesmo em relação a outros países que não pertencem à Europa (Pereira et al., 2011).

2. Objetivos

Este trabalho tem como objetivo a identificação das alterações na composição e propriedades dos solos causadas pelos incêndios florestais.

Como caso concreto tem-se o solo da Serra do Caramulo, onde, entre o período de 20 de agosto até 2 de setembro de 2013, nos distritos de Aveiro e Viseu, decorreram três grandes incêndios, resultando numa área ardida conjunta aproximadamente de 9 415,5 ha.

Neste trabalho pretende-se analisar diferentes tipos de solos da Serra da Caramulo, afetados e não afetados pelos incêndios, para determinação do modo como a composição e as propriedades foram alteradas, e de como evoluem ao longo do tempo.

Os objetivos específicos deste trabalho são:

- Determinar nos diferentes tipos de amostras de solos: pH, condutividade elétrica, hidrofobicidade, cor dos solos suscetibilidade magnética, matéria orgânica, concentração de hidrocarbonetos aromáticos policíclicos.
- Identificar as alterações causadas pelos incêndios através da comparação das propriedades e características dos solos não afetados e solos afetados.
- Identificar a influência dos diferentes tipos de solos e de vegetação nas alterações causados pelos incêndios.
- Avaliação das alterações causadas pelos incêndios ao longo do tempo.

3. Caracterização da Serra do Caramulo

3.1 Caracterização da área de estudo

3.1.1 Serra do Caramulo

A Serra do Caramulo localiza-se no centro de Portugal, na região de transição da beira alta para a beira litoral, e está abrangida maioritariamente nos concelhos de Tondela, Vouzela, e Oliveira de Frades, uma pequena parte localiza-se nos concelhos de Mortágua todos pertencentes ao distrito de Viseu, e no concelho de Águeda que pertence ao distrito de Aveiro. Situa-se entre as coordenadas aproximadamente 40° 24' – 40° 43' N de latitude e 8° 03' – 8° 22' W de longitude,

Ocupa uma área de 500 km² que está inserida nas cartas militares com uma escala de 1:25 000, produzidas e editadas pelo Instituto Geográfico do Exército, e está incluída nos números 176, 177, 186, 187, 188, 197, 198 e 209.

A Serra é povoada por aldeias pequenas onde ainda se mantém habitações e outras estruturas rústicas em pedra, como espigueiros, típicos em Portugal, construídos em granito. Aqui também se verificam outras estruturas bastante mais antigas que se mantêm até hoje como trilhos e muros em pedra, que evidencia a presença dos romanos nesta região no passado (Fig. 10).



Figura 10- Trilhos (esq), espigueiros (dir.) na serra do Caramulo. Fonte: <http://patrimonionaturaltondela9a.blogs.sapo.pt/1276.html>

3.1.2 Geologia e geomorfologia

As rochas predominantes na Serra do Caramulo são maioritariamente constituídas por xistos e granitos, de grão fino a médio (Ribeiro, 2007).

As formações sedimentares por sua vez são constituídas por grés, conglomerados, calcários (dolomíticos e margosos), margas, arenitos e areias. No maciço antigo predominam as formações cristalinas, constituídas essencialmente por rochas magmáticas (granitóides), rochas metamórficas constituídas por xistos, grauvaques, quartzitos, e corneanas localizadas nas auréolas de metamorfismo de contacto (Fig. 11) (Ribeiro, 2013)

A Serra do Caramulo está orientada segundo a direção NE-SW, apresentando no dorso uma série de picos graníticos. Para SW, na zona dos xistos apresenta materiais essencialmente friáveis, os picos não se apresentam pontiagudos, mas sim constituídos por relevos mais suaves, de configuração arredondada, embora intensamente dissecados pela ação da erosão (Ribeiro, 2007).

Neste clima a erosão mecânica é mais ativa do que a alteração química, os xistos são muito menos resistentes aos agentes erosivos do que os granitos. Para o constatar basta observar, numa área suficientemente alta, a paisagem morfológica oferecida por cada uma destas rochas (Ribeiro, 2007).

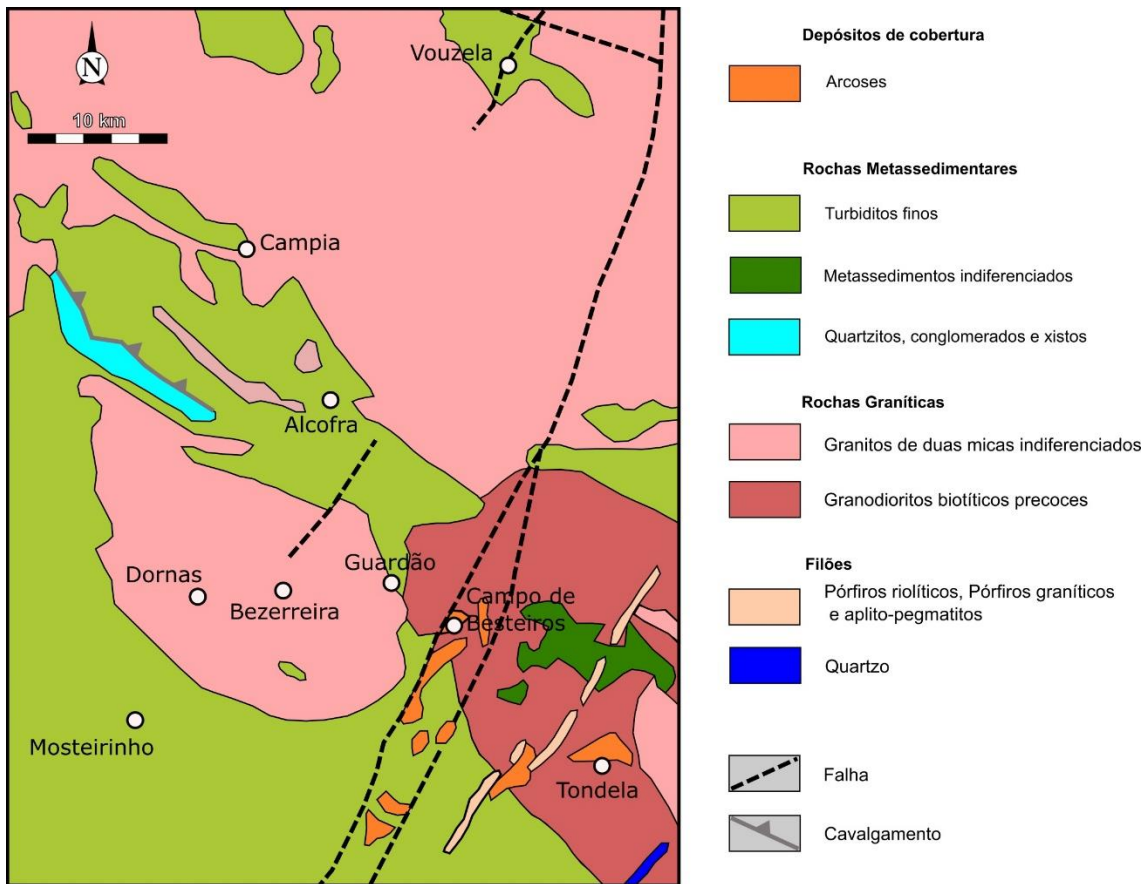


Figura 11- Mapa geológico da Serra do Caramulo.

3.1.3 Clima

Segundo a classificação de *Koppen Geiger*, a serra do Caramulo está inserida num clima classificado como *Csb*. Este é referido como temperado, onde a temperatura média do mês mais frio está compreendida entre 0°C a 18°C. Durante o verão a tendência é o período ser marcadamente seco e temperado, onde a temperatura média do mês mais quente é menor ou igual a 22°C (AEMET-IM, 2011).

3.1.3.1 Precipitação e temperatura médias mensais para a zona da Serra do Caramulo

A partir do site do Instituto Português do Mar e da Atmosfera (IPMA) foi possível reunir os valores médios de temperatura e precipitação desde o ano de 2012 ao ano de 2015. Ou seja, um ano antes da data do incêndio ocorrido na Serra do Caramulo, até ao ano da última recolha de amostras do solo, mais precisamente até ao mês de Março de 2015.

Os valores da temperatura, e principalmente da precipitação vão ajudar a compreender a evolução dos resultados das análises às amostras do solo colhidas, nomeadamente do pH, CE, hidrofobicidade, SM, MO e os HAPs presentes, uma vez que foi mencionado que estas variáveis influenciam grandemente na evolução pós-incêndio da composição e propriedades do solo.

Gráfico 1- Precipitação média mensal na Serra do Caramulo, desde o ano de 2012 até a Março de 2015.

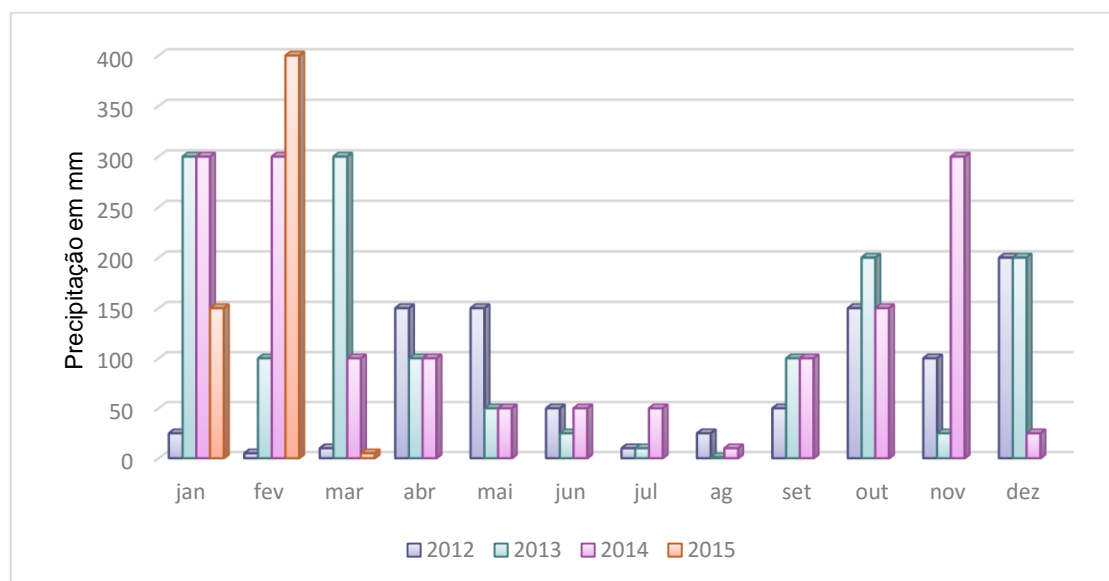
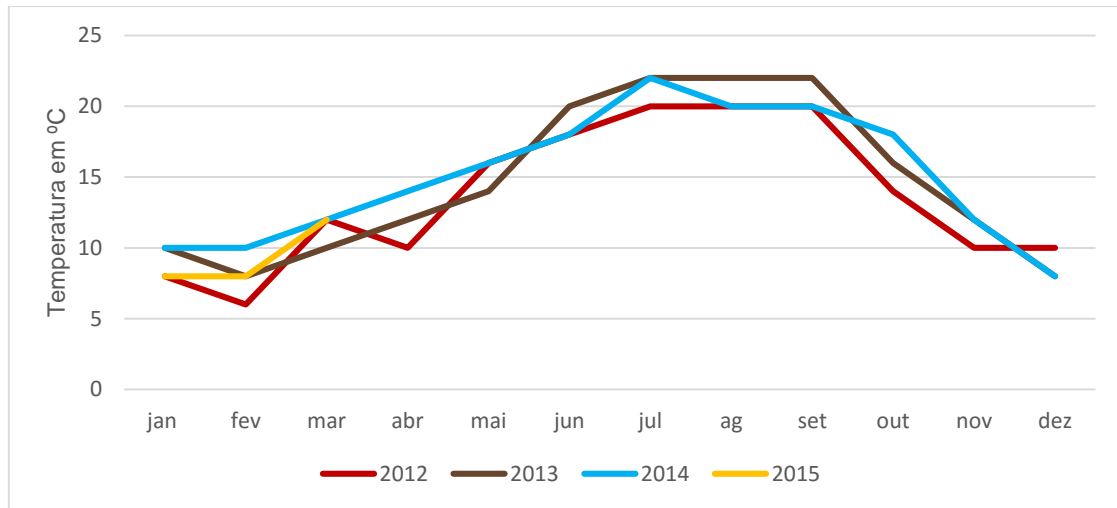


Gráfico 2- Temperatura média mensal na Serra do Caramulo, desde o ano de 2012 até a Março de 2015.



Com base nos dados obtidos pelo IPMA, analisando o mês de Agosto do ano de 2013, data em que ocorre o incêndio, pode-se constatar pelo valor da temperatura média que este mês foi quente. O mês de Setembro mantém-se quente, mas com valores de precipitação ligeiramente mais elevados, principalmente nos meses de Outubro e Novembro.

Segue-se o ano de 2014, onde os valores da média de temperatura durante o ano, e no seguinte (2015), mantem-se próximos dos valores do ano de 2013 (gráfico 2).

No que diz respeito à precipitação (gráfico 1), até Abril de 2014 os meses seguiram-se chuvosos, com destaque para os meses de Janeiro e Fevereiro de 2014, que atingem os 300 mm. Entre Maio e Agosto de 2014, decorre um período com pouca precipitação.

Por fim, de setembro de 2014 até Março de 2015, os meses seguem-se extremamente chuvosos, com destaque para Novembro que atinge os 300mm, e Janeiro e Fevereiro, com 150mm e 400mm respetivamente.

4. Materiais e métodos

4.1 Recolha das amostras

O início da investigação começou pela observação do caso de estudo, no local onde sucedeu o incêndio florestal, e a recolha das amostras para se poder analisar.

Selecionaram-se 2 tipos de solo com geologia diferente, um na zona de xisto, e outro na de granito, cujo coberto vegetal consistia num eucaliptal (*Eucalyptus globulus*) e num pinhal (*Pinus pinaster*) respetivamente. Dentro de cada zona escolheram-se dois locais, com e sem influência do fogo, e tentou-se que o espaço entre eles fosse o mínimo possível para que as diferenças entre as amostras fossem mínimas. Deste modo resultaram os locais S1, S2, S3, S4 (tabela 6). Nesta primeira etapa também se recolheram amostras de cinza nos locais ardidos, S1 e S4, resultando a S1Cz e S4Cz respetivamente, com o objetivo de analisar a SM, e o conteúdo em HAPs das mesmas.

Tabela 6- Tabela das zonas

	Local ardido	Local não ardido
Zona de granito com pinhal	S1	S2
Zona de xisto com eucaliptal	S4	S3

A recolha de amostra no local sem influência do fogo serve como amostra controlo, para se poder comparar as alterações em relação ao solo queimado. Como tal, só foi necessário recolher amostras na primeira campanha.

Em cada ponto de amostragem procedeu-se à recolha da camada superior do solo, à qual se denominou “A” (0 - 5 cm), e da camada seguinte, 5 - 15 cm, que se denominou “B”. Deste modo resultaram as amostras S1AI,S1BI; S2AI,S2BI; S3AI,S3BI; e S4AI,S4BI, na primeira campanha realizada em setembro de 2013 (tabela 7).

Tabela 7- Tabela das zonas e camadas

	Local ardido	Cinza	Local não ardido
Zona de granito com pinhal	S1AI	S1Cz	S2AI
	S1BI		S2BI
Zona de xisto com eucaliptal	S4AI	S4Cz	S3AI
	S4BI		S3BI

As campanhas seguintes foram realizadas com 6 meses de diferença, em Março de 2014, Setembro de 2014, e a última em Março de 2015. Em todas, apenas se recolheram amostras das zonas ardidas, nos locais S1 e S4. Pela tabela 8 podemos ver todas as amostras recolhidas nas diferentes campanhas.

Tabela 8- Tabela de amostras das 4 campanhas.

Campanhas	Amostras									
	Solo ardido			Solo não ardido				Solo ardido		
I Campanha, Setembro de 2013	S1AI	S1BI	S1Cz	S2AI	S2BI	S3AI	S3BI	S4Cz	S4AI	S4BI
II Campanha, Março de 2014	S1AII	S1BII							S4AII	S4BII
III Campanha, Setembro de 2014	S1AIII	S1BIII							S4AIII	S4BIII
IV Campanha, Março de 2015	S1AIV	S1BIV							S4AIV	S4BIV

Em todas as campanhas a amostragem foi efetuada da mesma forma, com uma pá, espátula e martelo de geólogo. E em seguida foram colocadas em sacos devidamente identificados e datados, e transportados para os laboratórios do Departamento de Geociências, Ambiente e Ordenamento do Território da Faculdade de Ciências da Universidade do Porto.

Uma vez que a esta dissertação iniciou em Setembro de 2014, neste trabalho apenas se realizaram as análises propostas para o pH, CE, HAPs, Hidrofobicidade, SM, e cor, às

amostras da 3^a e 4^a Campanha, já que as mesmas análises foram concluídas para as duas primeiras campanhas, incluindo a análise ao teor em minerais de Fe, Co e Ni, e a análise às cinzas no conteúdo em HAPs e SM, em trabalhos anteriores Bastos, 2014 e Dias, 2014. Como neste estudo propôs-se analisar a MO, irá se analisar todas as amostras desde a 1^a à 4^a campanha, menos às cinzas.

4.1.1 Localização da área de estudo

A área de estudo localiza-se na região da Serra do Caramulo, ver fig. 12. Na figura 13 apresentam-se os locais de amostragem S1;S2 e S3;S4.

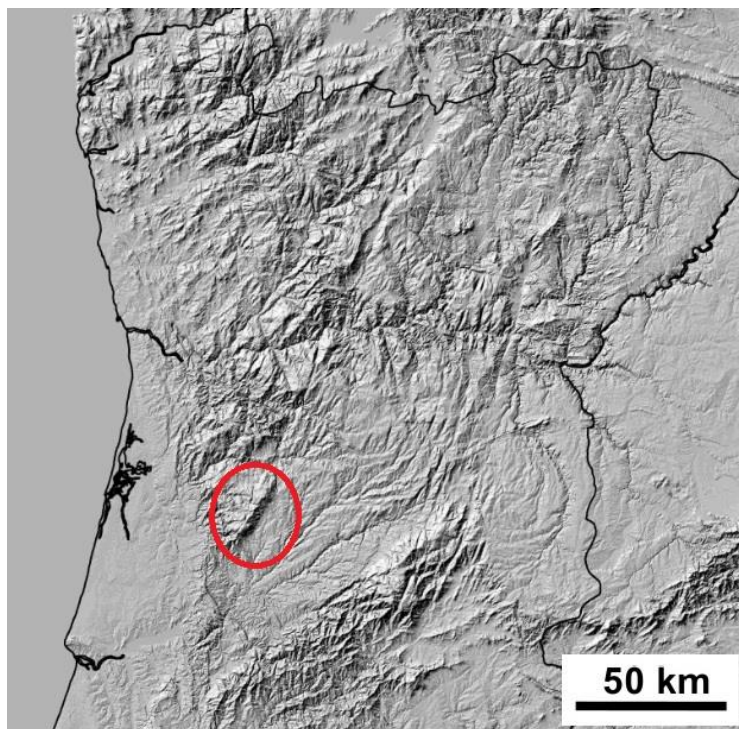


Figura 12- Modelo digital do terreno da Serra do Caramulo assinalada a vermelho.

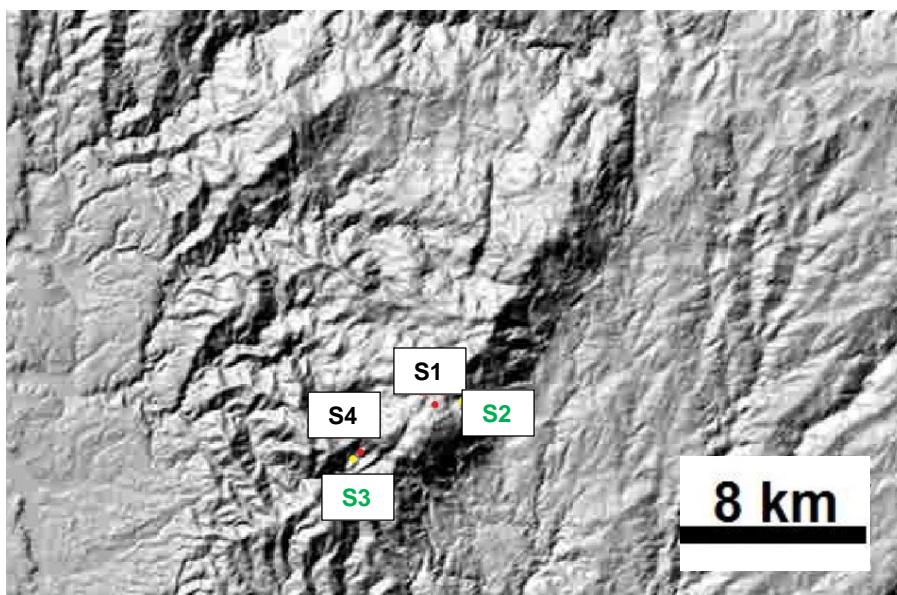


Figura 13- Pontos de amostragem S1 S2 S3 S4. S3 e S2- solo não afetado por incêndio; S1 e S4- solo afetado por incêndio.

Na figura 14 (abaixo) apresentam-se as duas zonas de geologia diferente. A zona de granito, onde se escolheram os locais S1 e S2, e a zona de xisto, onde se escolheram os locais S3 e S4.

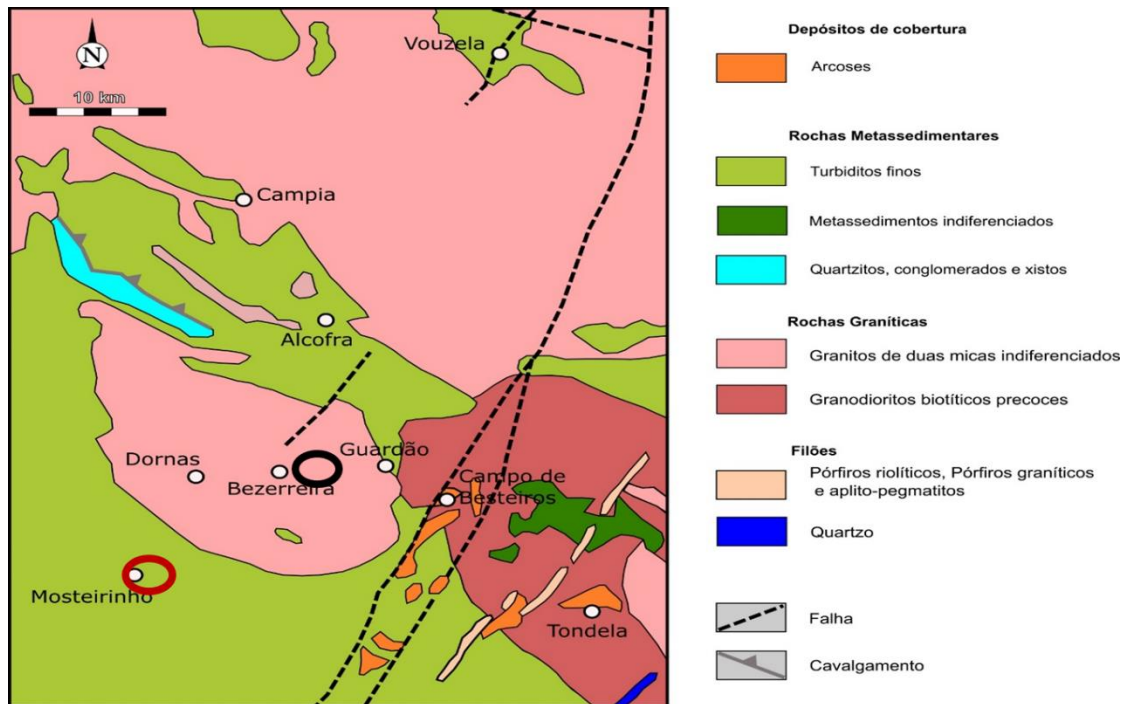


Figura 14- Mapa geológico da Serra do Caramulo. Zona de granito (preto), zona de xisto (vermelho).

Locais de amostragem

S1- latitude N 40° 33' 25,1" / longitude O 8° 11' 35,1" Pinhal ardido na aldeia de Cadraço.
Granito afastado alguns metros.



Figura 15- Zona de Amostragem S1, II Campanha

S2- latitude N 40° 33' 26,7" /longitude O 8° 10' 59,9" Cabeço da Neve pinhal sem incêndio, solo de granito.



Figura 16- Zona de Amostragem S2, I Campanha

S3-latitude N 40° 32' 4,8"; longitude O 8° 14' 42,4" Perto da aldeia Frágua, eucaliptal sem incêndio.



Figura 17- Zona de Amostragem S3, II Campanha.

S4- latitude N 40° 32' 5,6"; longitude O 8° 14' 41,8" Eucaliptal quase no mesmo local de S3. Xisto muito próximo.



Figura 18- Zona de Amostragem S4, II Campanha.

4.2 Crivagem das amostras

Após a recolha das amostras de solo, é necessário proceder à crivagem (fig.19) das mesmas, de forma a obter a fração inferior a 2 mm do solo com a qual se irá realizar todas as análises. O processo é bastante simples, implicando colocar a amostra sobre um peneiro com uma malha com 2mm de abertura apoiado num recipiente, cobrir com uma tampa, e agitar até toda a fração que inferior a 2mm ter passado, restando unicamente a fração grosseira que fica retida no peneiro.



Figura 19- Processo de crivagem da amostra com peneiro.

A fração obtida foi posteriormente colocada em sacos marcados consoante a análise a que fosse proposto, e registou-se o peso de cada um (sem incluir o peso do saco). Recolheram-se cerca de 10g a 20g de amostra de solo para as análises de SM, HAPs e MO, e a restante foi guardada para as análises do pH, condutividade elétrica, cor dos solos, e hidrofobicidade. A fração grosseira que ficou retida no peneiro foi também guardada num saco à parte e pesada.

4.3 Análise do pH e condutividade elétrica

Após a crivagem, as amostras já estão prontas a ser analisadas já que não incluem elementos grosseiros. Para analisar o pH e CE é necessário recolher uma pequena porção da amostra, cerca de 10 g, e colocar num gobelé com 100ml de água destilada.

Em seguida procede-se à mistura da solução até que esta se torne homogênea (fig. 20). Deixa-se repousar durante 30 min, e passa-se então à medição do pH e CE.



Figura 20- Misturas homogêneas de amostras de solo com água destilada.

Para efetuar a medição utilizou-se um medidor de pH e CE (Fig.22), cujo tem que ser calibrado antes de cada medição. Para isso, na medição do pH, utilizamos as soluções padrão pH 7 e pH 4 (Fig.21).



Figura 21- Medidor de pH e CE (esq), soluções padrão pH 4 e 7 (centro) e solução padrão HI 7031 (dir) para a medição da condutividade.

Para a CE, procede-se da mesma forma, e calibrou-se o aparelho com a solução padrão HI 7031 (fig. 21).

Após a calibração, introduziu-se o medidor na solução e selecionou-se o parâmetro a avaliar. De seguida anotou-se o valor indicado do pH e CE respetivamente.



Figura 22- Exemplo de medição do pH e CE de uma solução de amostra de solo.

4.4 Análise da hidrofobicidade

Existem vários métodos de determinação da hidrofobicidade. Os mais comuns são o método do tempo de penetração da gota de água, TPGA, e o método da percentagem de etanol (Cerdà e Robichaud, 2009; Robichaud et al., 2008). Enquanto o primeiro método é mais típico na avaliação dos solos em casos de incêndios florestais, e mais simples e prático, o segundo é mais complexo e fidedigno.

O método do TPGA tem por base o tempo que uma gota de água leva a infiltrar-se no solo. Consiste em aplicar, com uma pipeta de *Pasteur*, algumas gotas de água destilada sobre a amostra de solo, plana e alisada, neste caso 5 gotas, e contar o tempo de infiltração com a ajuda de um cronómetro. A classificação faz-se a partir da média do tempo de infiltração de todas as gotas no solo.

Nos casos mais extremos, isto é, no caso de inexistência hidrofobicidade, as gotas de água infiltram-se dentro de 5 segundos. No caso de elevada hidrofobicidade, as gotas permanecem intactas sobre o solo, para além dos 300 segundos (Robichaud et al., 2008).

Contudo, as gotas de água diferem no tamanho e podem acumular ar dentro delas, por isso a determinação do tempo de infiltração das gotas é subjetiva e imprecisa (Robichaud et al., 2008).

No método do TPGA, a classificação da hidrofobicidade é atribuída de forma arbitrária e varia entre países e agências (Robichaud et al., 2008). Nos EU a maioria dos investigadores categoriza os resultados da TPGA segundo 4 classes desenvolvidas por DeBano, (1981), representado pela fig.23. E é também a forma que se vai utilizar, para classificar a hidrofobicidade neste estudo.

Na tabela (9) a classificação é apresentada de forma mais simplificada, no entanto, propõe-se adicionar a categoria “Extrema” para tempos de retenção da gota água superior a 300 segundos, que foi o caso da análise às amostras do solo S4A e B da III e IV campanha.

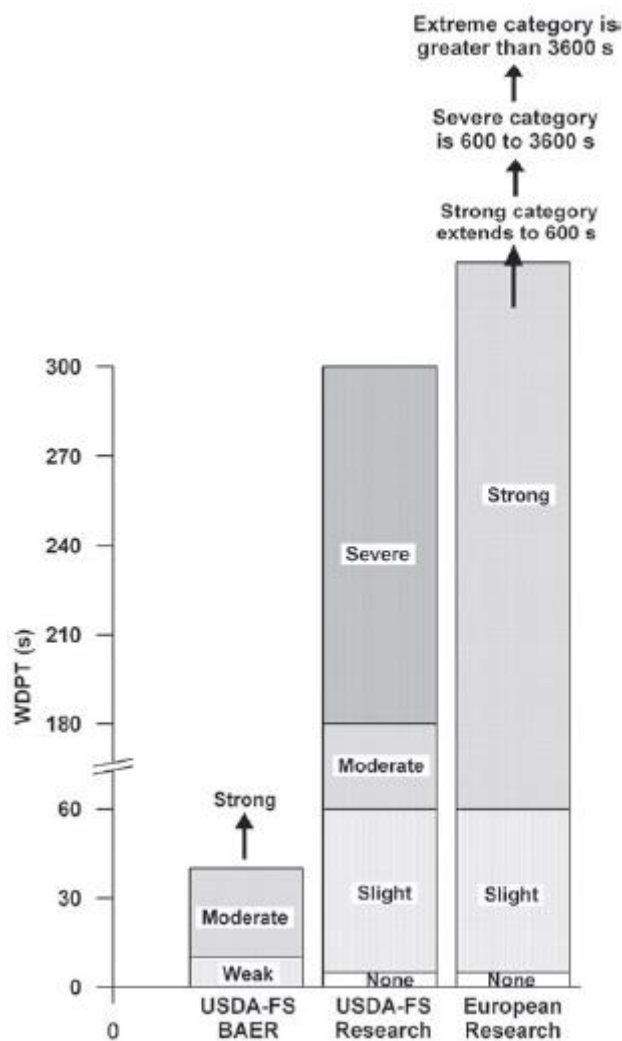


Figura 23- Classificações da Hidrofobicidade do solo baseado no TPGA utilizado por USDA-FS BAER (USDA Forest Service 1995), por USDA-FS Research (DeBano, (1981), e por investigadores Europeus (Doerr and others 2006). Fonte: Robichaud et al., 2008

Tabela 9- Classes de Hidrofobicidade para o teste do TPGA, segundo DeBano, (1981), *com adição da categoria “Extrema” proposta para tempo de retenção da gota superior a 300 segundos.

Classe de hidrofobicidade	TPGA
Baixa	6 a 60 s
Moderada	61 a 180 s
Alta	181 a 300 s
Extrema*	> 300 s

No caso do método da percentagem de etanol, como o nome indica, consiste em colocar as gotas por ordem crescente de concentração de etanol, (em %): 0, 1, 3, 5, 8.5, 13, 18, 24, e 36, com uma pipeta de *Pasteur*, sobre a amostra de solo alisada. Neste caso não é necessária a aplicação de mais do que uma gota, salvo algumas situações em que foi necessário para confirmar.

Começa-se por colocar uma gota com 1% de etanol, e com a ajuda de um cronómetro regista-se o tempo de infiltração das gotas, até que este seja inferior a 3 segundos. Nesta altura já não é necessário passar à concentração seguinte, pois esta é considerada o limite. Tal como a TPGA, a classificação do método da percentagem de etanol também é classificada segundo categorias, e diverge de autor para autor (Cerdà e Robichaud, 2009).

Para o caso de estudo, considerou-se o método do autor Doerr, (1998), descrito na Tabela 10, que classifica o solo em 6 categorias quanto à hidrofobicidade.

Tabela 10- Concentrações de etanol e classificação correspondente da hidrofobicidade, segundo Doerr, (1998).
Fonte: Cerdà e Robichaud, 2009

% de Etanol (vol)	Classificação da hidrofobicidade
0	
1	Inexistente
3	
5	
8,5	Ligeira
13	Moderada
18	Forte
24	Muito Forte
36	
	Extrema

Este método, embora seja mais complexo do que o TPGA, é muitas vezes preferido como método de análise à hidrofobicidade por muitos investigadores desta área, por ser um método com tempos de observação muito menores, e por oferecer menos variabilidade nos resultados (Cerdà e Robichaud, 2009).

Para a prática do método do TPGA começou-se por dispor as amostras de solo sobre tabuleiros. De seguida colocaram-se 5 gotas de água destilada, uma de cada vez, medindo o

tempo com o cronómetro, até que se verificasse a introdução de gota no solo. No final da medição do tempo de infiltração de todas as gotas, fez-se a média das 5, e determinou-se a classe de hidrofobicidade correspondente (ver figuras 24 e 25).



Figura 24- Disposição das amostras com a ajuda da pá, e colocação das gotas de água destilada com a pipeta de Pasteur no método do TPGA.



Figura 25- TPGA em amostras de S4A e B da IV campanha. O solo apresenta-se extremamente hidrofóbico além dos 300 segundos, pelo que as 5 gotas permanecem intactas sobre o solo.

Com as amostras já dispostas em tabuleiros para o TPGA, passou-se ao teste da percentagem de etanol (fig. 26). Começou-se por introduzir uma gota de 1% de concentração de etanol, subindo de categoria até o tempo de infiltração ser inferior a 3 segundos. Nesse caso, já é considerado o limite, então regista-se a concentração de etanol e a classe correspondente.



Figura 26- Método da concentração de etanol, frascos com concentrações crescentes de etanol, amostra de solo, pipeta de Pasteur e gobelé.

4.5 Análise da suscetibilidade magnética do solo

Para realização da SM utilizou-se um aparelho denominado de Kappabridge KLY-4S da marca AGICO nos laboratórios da Universidade do Porto (Fig. 27).



Figura 27- Equipamento de medição da SM, Kappabridge KLY-4S da marca AGICO.

O processo é bastante simples e rápido, e consiste em introduzir as amostras, que se encontram no interior de saquinhos já preparados e previamente pesados, diretamente no aparelho (fig. 27).

Relembrando a teoria, a SM consiste na capacidade de um material de se tornar magnético quando exposto a um campo magnético externo, sendo este valor expresso por massa da amostra, $SM \times 10^{-8} m^3 kg^{-1}$.

Deste modo é possível comparar as amostras antes e depois do incêndio, bem como ao longo das campanhas seguintes permitindo assim observar o comportamento dos minerais magnéticos após o incêndio.

4.6 Determinação da cor dos solos

As cores do solo são determinadas ao comparar com as cores padrão da carta do solo de *Munsell* com o das amostras. A cor é caracterizada por três parâmetros, a matiz, o valor, e a croma 53.

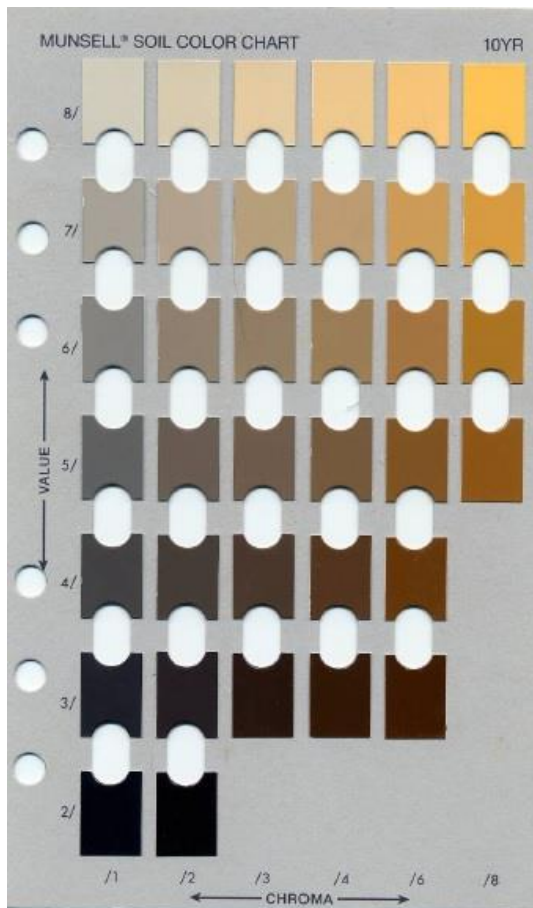


Figura 28- Cores padrão da carta do solo de Munsell.

O matiz refere-se ao indicativo do comprimento de onda dominante, ou cor da radiação, e pode ser R (red), Y (yellow) ou YR (yellow-red).

O valor remete para a intensidade da radiação, varia entre 0 a 10, onde o valor 0 indica preto absoluto e o 10 indica branco absoluto.

No que diz respeito à croma, essa está relacionada com a pureza do comprimento de onda dominante, onde o 0 indica cinzento neutro e o valor 8 ou superior indica cores mais fortes.

Se tivermos uma cor 10YR 5/3, ou seja, 10 YR, valor 5 e croma 3, na carta corresponde a um solo castanho.

Esta é a análise mais simples e rápida de todas, precisa-se apenas de luz solar (para evitar uma má visualização das cores) e de uma carta de cores de solos (fig.28) ou carta de Munsell, para descobrir a cor correspondente a cada amostra. Este processo é apenas repetido duas vezes, uma para cada solo no estado normal e outra com o solo húmido, para verificar se a sua cor é diferente com a presença de água (fig. 29). Para isso, com um conta-gotas, deitou-se algumas gotas numa área da amostra e comparou-se com as cores da carta de solos.



Figura 29- Análise da cor dos solos, seco (esq) e húmido (dir)

4.7 Determinação dos hidrocarbonetos aromáticos policíclicos

A determinação da concentração dos HAPs é dada pela comparação com a concentração padrão dos 16 HAPs prioritários através do método da cromatografia gasosa acoplada a espectrometria de massa (CG-EM) com monitorização seletiva de iões.

O método passa por inicialmente retirar a fração orgânica da amostra de solo, onde se encontram os HAPs (compostos aromáticos). Para isso, e partindo do solo já crivado para a fração de 2 mm, coloca-se cerca de 30 a 40 g de cada amostra num dedal de celulose, previamente tarado numa balança de laboratório (fig. 30).



Figura 30- Pesagem da amostra no dedal de celulose.

Depois deste passo é a vez de remover a fração orgânica solúvel das amostras através da extração com soxhlet (extração sólido-liquido) durante 24h utilizando diclorometano como solvente e cobre ativado para remover o enxofre (fig.31).

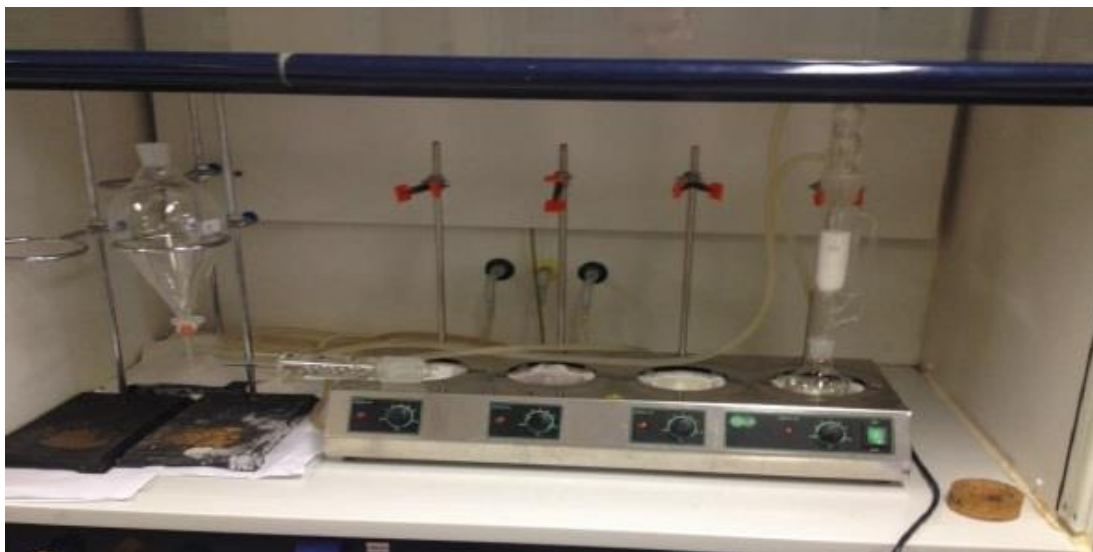


Figura 31- Extração Sólido-Líquido com Soxhlet (do lado direito).

Os extratos obtidos são posteriormente fracionados através do processo da cromatografia líquida para obtenção de fração de compostos aromáticos. Este processo é feito numa coluna de vidro empacotada com sílica-gel e a eluição foi efetuada utilizando 6ml de hexano obtenção da fração de alifáticos, seguida por 8 ml de hexano/diclorometano (50:50), para obtenção da fração de aromáticos (fig. 32).



Figura 32- Colunas com Sílica na técnica de Cromatografia Líquida.

De seguida, e já com as amostras fracionadas em pequenos frascos denominados de “vials”, deixa-se secar e, antes de passar à cromatografia gasosa, adiciona-se diclorometano com a ajuda de uma seringa de vidro (fig. 33)

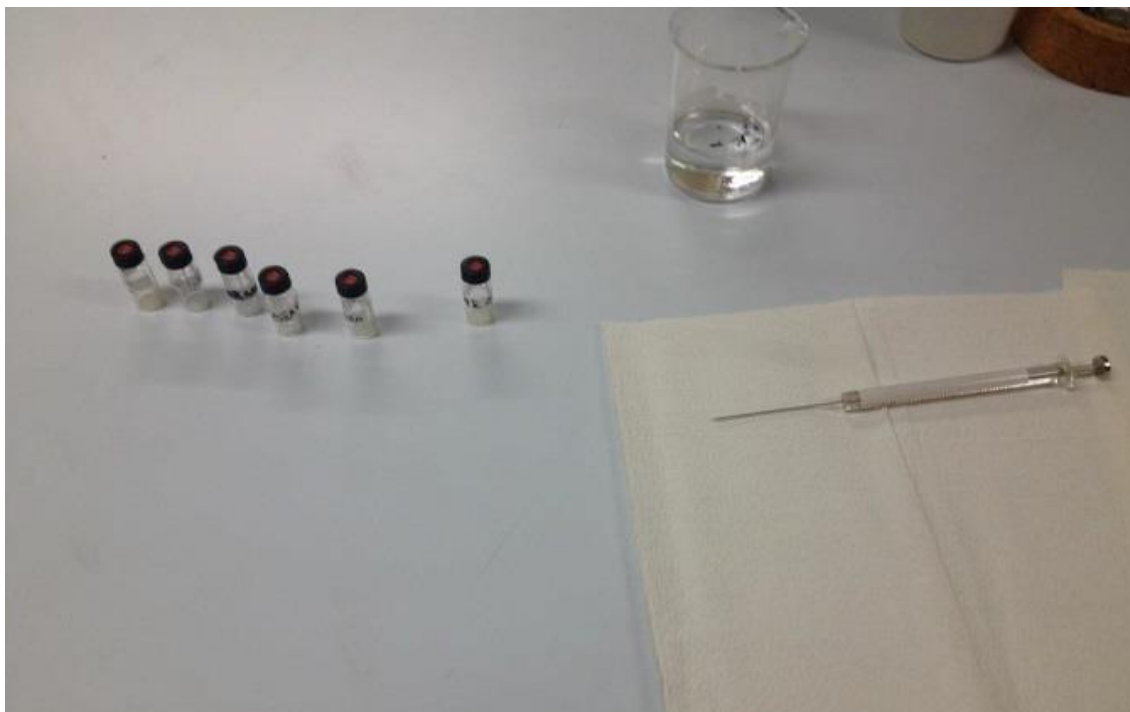


Figura 33- Passo antes da Cromatografia gasosa acoplada a espectrofotometria de massa (CG-EM), introdução de diclorometano nos vials com a fracção aromática das amostras que vai ser analisada.

Em seguida as frações aromáticas foram então analisadas com recurso ao cromatógrafo Agilent technologies 6890N equipado com amostrador automático, Agilent technologies 7683B, acoplado a um espectrómetro de massa, Agilent technologies 5975B (fig.34).

A quantificação foi feita através da reta de calibração com padronização interna e externa.

As soluções padrão utilizadas para construir a reta de calibração de HAPs foram preparadas a partir de soluções de 10ml e de 1ml com mistura de 16 HAPs obtidos comercialmente. A análise de brancos e de amostras duplicadas, bem como a adição de padrão interno foram efetuadas para garantir a qualidade dos resultados, e utilizou-se pireno deuterado (D10 - pireno) como padrão interno.

A identificação dos compostos foi realizada através da comparação do tempo de retenção das amostras às dos padrões de HAPs sob as mesmas condições e espectros de massa correspondentes.

As análises foram realizadas com uma coluna DB - 5 (50 m x 0,25 mm ID) revestida com uma película em fase estacionária de 0,25 μ m. As condições experimentais foram como se segue: o gás transportador foi o He a 1,2 mL / min, em modo de fluxo constante e a temperatura do injetor foi de 290 ° C. O programa de temperatura do forno do cromatógrafo de gás foi de 40 ° C (3 min) a 300 ° C a 8 °C / min, mantida durante 15 min. O espectrómetro de massa foi operado no modo de ionização por impacto de eletrões a 70 eV, e as amostras foram analisadas em modo seletivo de iões (MSI).



Figura 34- Cromatógrafo Agilent 6890, amostrador automático e EM 5983.

Depois de todas as amostras passarem pelo mesmo processo, obtém-se os resultados no software do computador que é usado pelo equipamento de cromatografia para transmitir resultados representados num cromatograma, na forma de picos com diferentes dimensões, que correspondem a um determinado tempo de retenção de um HAP específico (fig.35). A

determinação da concentração dos HAPs nas amostras é efetuada através do cálculo da área de cada pico.

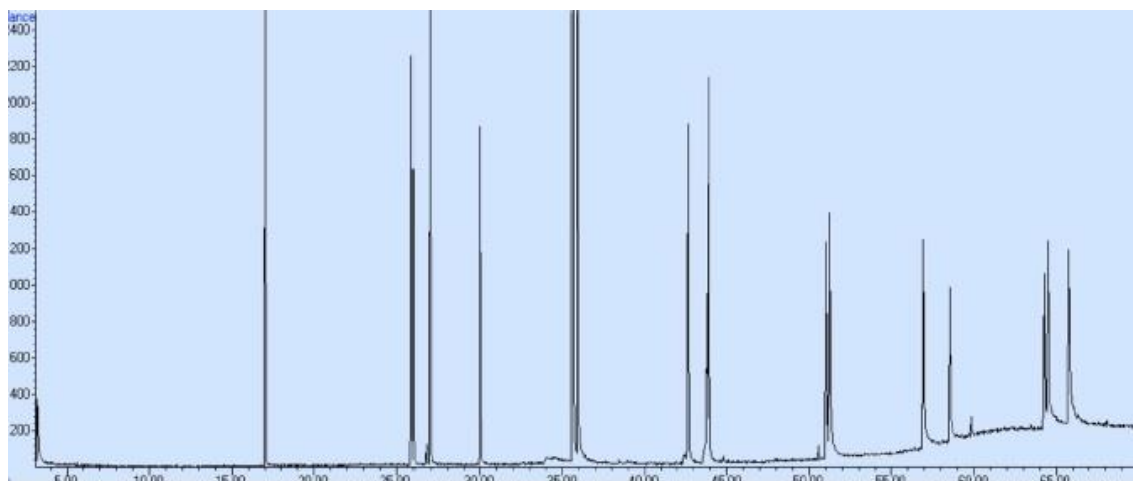


Figura 35- Cromatograma padrão de HPA's.

4.8 Quantificação da matéria orgânica

O processo de determinação do conteúdo em MO das amostras é bastante simples. Consiste em colocar 1 g de cada amostra em placas de *Petri*, e em seguida, introduzi-las numa mufla (fig. 36), que se trata de uma estufa que atinge altas temperaturas. Neste caso, as amostras foram sujeitas à temperatura de 500° C durante 2h 30 m.

Sob estas condições a MO é totalmente eliminada. Nesta etapa volta-se a pesar cada amostra e faz-se a diferença de peso em relação à amostra inicial (antes de ser introduzida na mufla). A diferença obtida consiste na quantidade de MO que cada amostra continha em g/kg.



Figura 36- Pacas de Petri com amostras a ser introduzidas na mufla.

5. Resultados e discussão

5.1 pH e condutividade elétrica

Os resultados das análises ao pH e CE são apresentados nas tabelas seguintes. Na primeira (tabela 11) os resultados dizem respeito à zona de granito e a segunda (tabela 12) diz respeito à zona de xisto. Em ambas são apresentados os resultados do pH e CE dos controlos (S2AI;S2BI e S3AI;S3BI), e das amostras afetadas pelo incêndio das camadas A e B, desde a primeira à quarta campanha.

Tabela 11- Resultados pH e CE para zona de granito com Pinhal.

Amostras	pH	Condutividade $\mu\text{S}/\text{cm}$
S2AI	4,06	97
S2BI	4,2	94
S1AI	3,89	305
S1AII	6,13	50
S1AIII	4,51	220
S1AIV	4,41	101
S1BI	4,06	83
S1BII	5,16	28
S1BIII	4,04	186
S1BIV	4,19	33

Tabela 12- Resultados do pH e CE para zona de xisto com eucaliptal.

Amostras	pH	Condutividade $\mu\text{S}/\text{cm}$
S3AI	4,34	51
S3BI	4,46	38
S4AI	4,37	76
S4AII	4,9	36
S4AIII	4,08	64
S4AIV	4,34	42
S4BI	4,37	50
S4BII	4,85	36
S4BIII	4,88	54
S4BIV	4,3	45

Olhando para os resultados das duas zonas (tabelas 11 e 12) conclui-se que o pH não teve alterações. Apesar de em S1 A e B II aparecer um valor mais elevado, não se enquadra, e por essa razão estará associado ao fator da variabilidade espacial.

Quanto à CE, o cenário já é diferente. Observa-se uma subida nos valores logo após o incêndio para ambas as zonas (S1 e S4). Na zona de granito (S1) a subida da condutividade é bastante maior, e mesmo em solo não queimado o valor já por si é mais alto, o que indica que será característico do local.

O aumento da CE, segundo a literatura (e.g., Certini, 2005; Cerdà e Robichaud, 2009), é influenciado pela presença de iões no solo, que é maior após um incêndio devido combustão à da MO e da vegetação que origina a libertação de substâncias.

Na segunda campanha em ambas as amostras S1AII e S4AII, os valores baixam significativamente, como era de esperar, dado a lixiviação das substâncias pela precipitação. Nas campanhas seguintes regista-se uma subida dos valores, mais próximos dos iniciais, o que sugere a recuperação do local.

Para o caso da CE na zona de granito registaram-se valores absurdamente mais altos na 3ª campanha (S1A/BIII), que mais uma vez, terão como causa o fator da variabilidade espacial.

5.2 Hidrofobicidade

Nas tabelas seguintes apresentam-se os resultados da hidrofobicidade do solo pelo método da percentagem de etanol e TPGA. A forma de apresentação dos resultados foi igual à do pH e CE, dividida por zona de granito com pinhal (tabela 13) e zona de xisto com eucaliptal (tabela 14).

Tabela 13- Classificação dos solos quanto à hidrofobicidade segundo o teste da percentagem de etanol, e TPGA, para a zona de granito com pinhal

Amostras	Método % de etanol		TPGA
	Concentração de etanol %	Classes de hidrofobicidade	
S2AI	18	Muito forte	Extrema
S2BI	13	Forte	Extrema
S1AI	24	Muito forte	Extrema
S1AII	3	Inexistente	Baixa
S1AIII	8.5	Moderada	Moderada
S1AIV	13	Forte	Alta
S1BI	18	Muito forte	Extrema
S1BII	13	Forte	Alta
S1BIII	13	Forte	Alta
S1BIV	1	Inexistente	Nula

Tabela 14- Classificação dos solos quanto à hidrofobicidade segundo o teste da percentagem de etanol, e TPGA, para a zona de xisto com eucaliptal.

Amostras	Método % de etanol		TPGA
	Concentração de etanol %	Classes de hidrofobicidade	
S3AI	18	Muito forte	Extrema
S3BI	18		Extrema
S4AI	24	Muito forte	Extrema
S4AII	18		
S4AIII	24		
S4AIV	18		
S4BI	24	Muito forte	Extrema
S4BII	18		
S4BIII	24		
S4BIV	18		

Parte-se do princípio que os solos xistosos são mais hidrofóbicos do que os graníticos, dada a sua composição mineral em argila.

Tendo em conta a zona S1, pode-se dizer que o cenário da hidrofobicidade após um incêndio, sugerido por Malkinson et al, enquadra-se bem nesta situação.

Ao olharmos para a tabela dos resultados da camada A, vemos que partimos de um valor de hidrofobicidade muito forte, segundo o teste da gota de etanol, na amostra controlo S2AI, de 18%. Após o incêndio regista-se uma ligeira subida do valor da hidrofobicidade na amostra S1AI para 24%, cujo é devido à presença de compostos libertados pela combustão da MO e vegetação, responsáveis por esta camada hidrofóbica temporária. Como tal, na campanha seguinte, S1AIII, o valor já se apresenta bastante menor, 3%, o que poderá refletir a lixiviação destes mesmos compostos na superfície.

Por fim, a partir da III e IV campanha, S1AIII e S1AIV, os valores começam a subir gradualmente de 8.5% para 13%, que por sua vez estará associado à restituição da MO e vegetação do solo, que, como foi mencionado, são dos fatores que mais influenciam o aparecimento desta propriedade. Deste modo vemos que o cenário da camada A se enquadra bem com a teoria proposta por Malkinson e Wittenberg, (2011).

Quanto à camada B, o cenário aproxima-se desta mesma teoria, no entanto, só se regista até à diminuição do valor da hidrofobicidade, de 1% na última campanha S1BIV, pelo que não se observa a recuperação da propriedade como na camada A. Isto poderá estar relacionado com a menor exposição desta camada, de modo que a evolução desta propriedade será mais lenta do que na camada superior. No que diz respeito ao TPGA, na mesma zona, foi concordante com o teste da gota de etanol, embora não tão preciso.

No que diz respeito ao solo xistoso, a partir dos dados da tabela podemos afirmar que a hidrofobicidade pouco varia. Uma vez que a classe correspondente aos valores de 18% e 24% é muito forte, indica-nos que o incêndio teve pouca influência nesta propriedade no solo xistoso em ambas as camadas. Mesmo o teste do TPGA também manteve-se sempre na categoria extrema, e as gotas de água permaneceram sobre o solo durante toda a experiência, ultrapassando os 300 segundos (ver imagem 25). Mais uma vez, isto é explicado pelo solo xistoso ser caracteristicamente hidrofóbico.

5.3 Suscetibilidade magnética

As tabelas seguintes (15 e 16) apresentam a SM medida nas amostras recolhidas, assim como os valores de Fe (%) e Co e Ni expressos em ppm.

Tabela 15- Resultados da SM e conteúdo em minerais na zona de granito com pinhal.

Amostra	SMx10 ⁻⁸ m ³ kg ⁻¹	Fe (%)	Co (ppm)	Ni (ppm)
S1 Cz	79,93	1,3	1,5	8,2
S2A	24,67	0,92	1,2	3,1
S2BI	15,68	0,92	0,8	2,1
S1AI	7,45	0,9	0,8	2,6
S1A II	16,31	-	-	-
S1A III	44,07	-	-	-
S1A IV	10,03	-	-	-
S1BI	15,31	1,08	0,9	2,9
S1B II	17,82	-	-	-
S1B III	37,17	-	-	-
S1B IV	9,91	-	-	-
Média c/ fogo	19,76	0,99	0,85	2,75
Média s/ fogo	20,18	0,92	1,00	2,60

Tabela 16- Resultados da SM e conteúdo em minerais na zona de xisto com eucaliptal

Amostra	SM x10 ⁻⁸ m ³ kg ⁻¹	Fe (%)	Co (PPM)	Ni (PPM)
S4 Cz	82,14	1,12	2,6	14,4
S3AI	94,56	4,09	2,8	16,4
S3BI	120,45	4,22	3,3	16
S4AI	159,88	4,81	10,7	20,8
S4A II	171,47	-	-	-
S4A III	196,54	-	-	-
S4A IV	210,18	-	-	-
S4BI	164,43	4,12	6,3	18,5
S4B II	162,76	-	-	-
S4B III	177,85	-	-	-
S4B IV	206,84	-	-	-
Média c/ fogo	181,25	4,47	8,50	19,65
Média s/ fogo	107,51	4,16	3,05	16,20

Olhando para os resultados da 1ª campanha em ambas as zonas, conclui-se que os valores da SM são significativamente mais baixos para a zona S1. Estes resultados devem-se maioritariamente à composição mineralógica do solo, pois uma vez que se tratam de um solo granítico é mais pobre em minerais magnéticos que o solo xistento. O que pode ser confirmado pelos valores da SM nos controlos S2A e B I, e pelo conteúdo em minerais de Fe, Co e Ni que é baixo. A observação feita no campo também permite dizer que a mineralogia consiste em minerais de quartzo, e em menor medida, feldspato.

Ainda assim, de acordo Clement et al., (2010), o aumento da SM dos minerais presentes no solo também vai depender da presença de MO que atua como agente redutor na transformação destes.

Ainda na mesma camada, A, na 3ª campanha, S1AIII, observa-se um aumento da SM seguida por uma diminuição na 4ª campanha, S1AIV. Este aumento poderá estar associado ao fator da variabilidade espacial, uma vez que não se enquadra na situação.

Observando os resultados da camada B desta mesma zona, pode-se dizer que não se registam alterações, mesmo porque o valor da SM no controlo S2BI mantém-se praticamente igual ao valor após incêndio S1BI. Mais uma vez vai de encontro com a bibliografia, Clement, et al (2010), que sugere que as alterações apenas se registam para profundidades até 7 cm, e esta camada corresponde à porção de 15 cm imediatamente seguinte à camada A de 5 cm.

Considerando a zona de xisto, o cenário é claramente diferente. Para começar, o conteúdo em minerais de Fe, Co e Ni é bastante maior nos controlos. Nas amostras após o incêndio, S4AI e S4BI denota-se claramente o aumento da SM e no conteúdo em Fe, sobretudo em Co e Ni, o que confere o efeito dos incêndios sobre os minerais.

Na III e IV campanha na zona de xisto, os valores da SM continuam a aumentar, o que pode estar relacionado com o facto de o solo estar em constante transformação, o que reflete a alteração constante dos minerais e daí a subida dos valores da SM.

No que toca às cinzas também se verifica uma SM mais elevada e maior conteúdo em Fe, Co e Ni, para a S4Cz comparando com a S1Cz, o que era de esperar.

Os resultados da média confirmam que não se verificou mudanças na SM para a zona de granito, até porque os valores da média da SM das amostras com fogo e sem fogo são praticamente iguais. Em contrapartida, para o caso da zona de xisto o valor da média da SM já é mais elevado nas amostras com fogo, indicador de que os incêndios aumentam esta propriedade, sobretudo em solos, que à partida possuam mineralogia mais rica em minerais magnéticos.

5.4 Cor dos solos

Nas tabelas seguintes fazem-se as classificações da cor dos solos da zona de granito com pinhal (tabela 17), e da zona de xisto com eucaliptal (tabela 18).

Tabela 17- Cor dos solos para zona de granito.

Amostras	Seco	Húmido
S2AI	7,5YR/2,5/1 Preto	10YR/2/1 Preto
S2BI	10YR/2/1 Preto	10YR/2/1 Preto
S1AI	2,5YR/4/1 Cinzento-escuro avermelhado	2,5YR/3/1 Cinzento-escuro avermelhado
S1AII	2,5YR/2/1 Preto avermelhado	7,5YR/2,5/1 Preto
S1AIII	7,5 YR/3/1 Cinzento muito escuro	7,5 YR/2,5/1 Preto
S1AIV	7,5 YR 4/1 Cinzento muito escuro	10 YR 2,5/1 Preto
S1BI	7,5YR/3/1 Cinzento muito escuro	10YR/2/1 Preto
S1BII	5YR/3/3 Castanho-escuro avermelhado	2,5YR/2,5/1 Preto
S1BIII	7,5 YR/2,5/1 Preto	7,5 YR/2,5/1 Preto
S1BIV	7,5 YR/4/1 Cinzento-escuro	10 YR/2/1 Preto

Tabela 18- Cor dos solos para zona de xisto

Amostras	Seco	Húmido
S3AI	2,5Y/5/4 Castanho	2,5Y/5/4 Brown
S3BI	7,5Y/5/4 Castanho	7,5Y/5/4 Brown
S4AI	7,5Y/4/4 Castanho	7,5Y/4/4 Brown
S4AII	7,5Y/4/4 Castanho	7,5Y/4/4 Brown
S4AIII	7,5 YR 5/3 Castanho	7,5 YR 4/2 Castanho
S4AIV	10 YR 5/3 Castanho	10 YR 3/ 4 Castanho
S4BI	7,5Y/5/4 Castanho	7,5Y/5/4 Castanho
S4BII	7,5Y/4/4 Castanho	7,5/2,5/2 Castanho muito escuro
S4BIII	7,5 YR 5/3 Castanho	7,5 YR 4/2 Castanho
S4BIV	7,5 YR 5/3 Castanho	10 YR 3 /4 Castanho

Na zona de S1 nota-se uma diferença de cor especialmente na camada superior A, pois está mais exposta ao incêndio. A cor desta amostra, S1AI, fica mais clara o que sugere perda de

MO. Na amostra seguinte, S1AII, já se apresenta mais escura, e nas seguintes, S1AIII e S1AIV, a cor vai-se tornando mais escura o que sugere a reposição da MO.

Em profundidade (camada B), na mesma zona, também se verifica alterações nos solos queimados para uma cor mais clara, para as amostras S1BI e S1BII. E nas amostras seguintes S1BIII e S1BIV nota-se que evoluem para uma cor mais escura, da mesma forma que a camada superior A.

Na zona S4 a cor das amostras de solo ardido, especialmente da camada A, revelou-se mais escura do que o controlo. O que indica que não houve perda de MO, pelo contrário, sugere que houve um aumento no conteúdo após o incêndio. Na camada B, não se observou grandes alterações.

5.5 Hidrocarbonetos aromáticos policíclicos

Nas tabelas e gráficos seguintes são apresentados os resultados da CG das concentrações dos HPAs prioritários expressos em ng/g.

Em todos os gráficos não foram incluídos o Naftaleno, Acenafteno e Acenaftileno dos 16 HPAs avaliados, porque não foram detetadas concentrações para estes em qualquer uma das amostras.

Resultados das concentrações de HPAs para a zona de granito com pinhal

Concentrações dos HPAs detetados na amostra controlo (S2AI) e nas amostras afetadas S1AI, S1AII, S1AIII e S1AIV, incluindo na cinza (S1Cz), expressos na tabela 19 e ilustrados no gráfico 3 (sem incluir a cinza S1Cz).

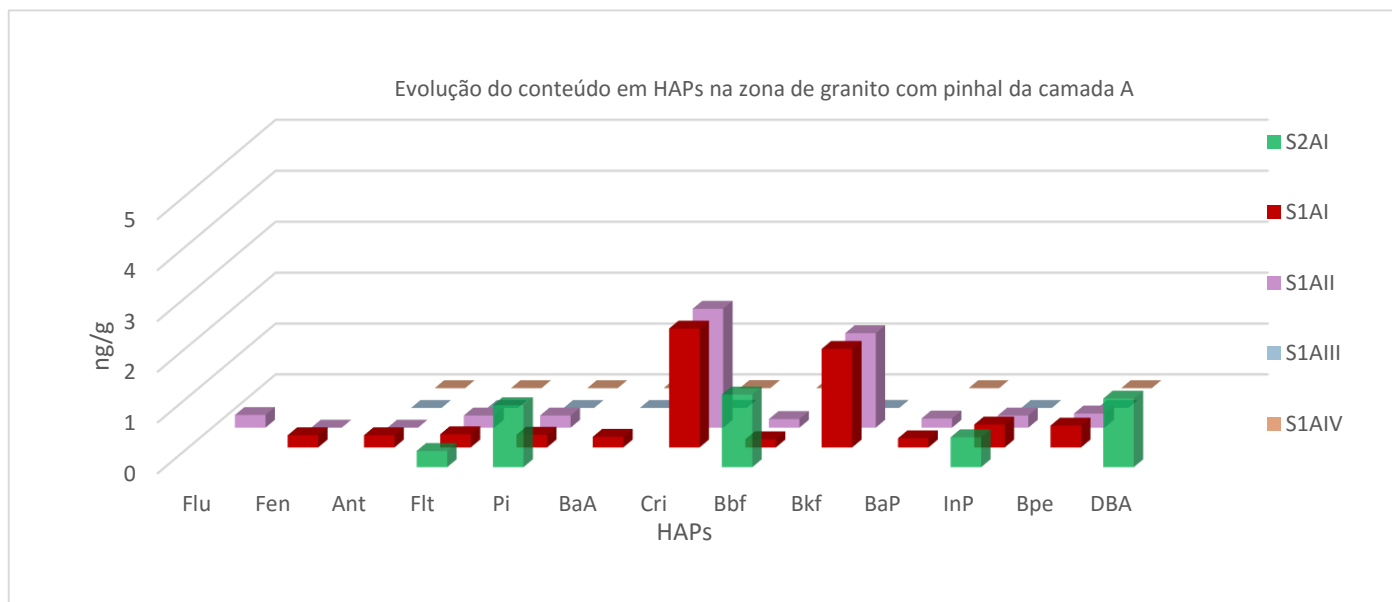
Tabela 19- Conteúdo em HPAs na zona de granito com pinhal na camada A

HPAs	Amostras (ng/g)					
	S1 Cz	S2AI	S1AI	S1AII	S1AIII	S1AIV
Naf	-	-	-	-	-	-
Aceft	-	-	-	-	-	-
Ace	-	-	-	-	-	-
Flu	-	-	-	0,25	-	-
Fen	0,00	0,00	0,24	0,00	-	-
Ant	0,00	0,00	0,24	0,00	0,00024	0,00020
Flt	3,39	0,32	0,26	0,24	0,00026	0,00025
Pi	0,69	1,22	0,25	0,24	0,00025	0,00024
BaA	-	-	0,21	-	0,00021	0,00021
Cri	-	-	2,34	2,34	0,00234	0,00234
Bbf	-	1,43	0,16	0,17	-	0,00017
Bkf	-	-	1,94	1,86	0,00194	-
BaP	-	-	0,18	0,18	-	0,00018
InP	0,64	0,59	0,45	0,24	0,00045	-
Bpe	-	-	0,43	0,28	0,00043	0,00028
DBA	0,56	1,35	-	-	-	-

Notas: (-) - Resultados não detetados nas amostras;

(0,00)– Resultados com quantidades demasiado baixas para representação decimal.

Gráfico 3- Evolução do conteúdo em HAPs na zona de granito com pinhal da camada A.



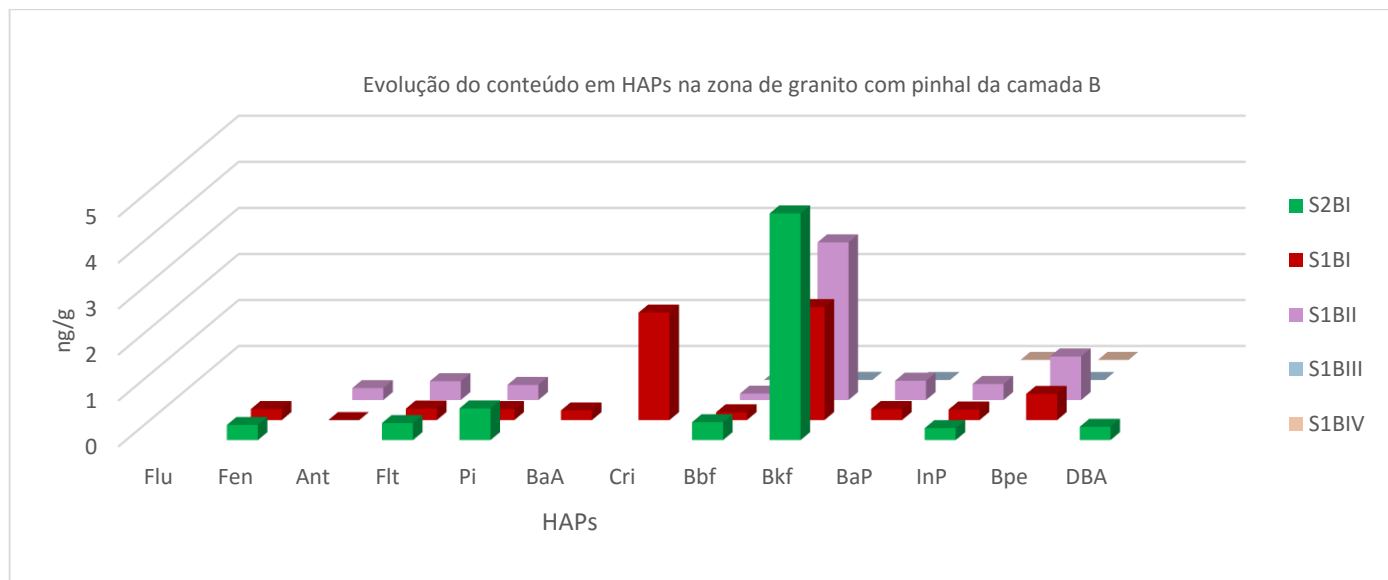
Concentrações dos HAPs detetados na amostra controlo (S2BI) e nas amostras e nas amostras afetadas S1BI, S1BII, S1BIII e S1BIV expressos na tabela 20 e ilustrados no gráfico 4.

Tabela 20- Conteúdo em HAPs na zona de granito com pinhal na camada B.

HAPs	Amostras (ng/g)				
	S2BI	S1BI	S1BII	S1BIII	S1BIV
Naf	-	-	-	-	-
Aceft	-	-	-	-	-
Ace	-	-	-	-	-
Flu	-	-	-	-	-
Fen	0,33	0,24	-	-	-
Ant	0,00	0,00	0,26	-	-
Flt	0,37	0,25	0,41	-	-
Pi	0,69	0,24	0,33	-	-
BaA	-	0,21	-	-	-
Cri	-	2,34	-	-	-
Bbf	0,39	0,17	0,14	0,00017	0,00014
Bkf	4,93	2,46	3,43	0,00246	-
BaP	-	0,24	0,42	0,00024	-
InP	0,26	0,23	0,35	-	0,00035
Bpe	-	0,57	0,95	0,00057	0,00095
DBA	0,29	-	-	-	-

Notas: (-) - Resultados não detetados nas amostras;
(0,00) – Resultados com quantidades demasiado baixas para representação decimal.

Gráfico 4- Evolução do conteúdo em HAPs na zona de granito com pinhal da camada B



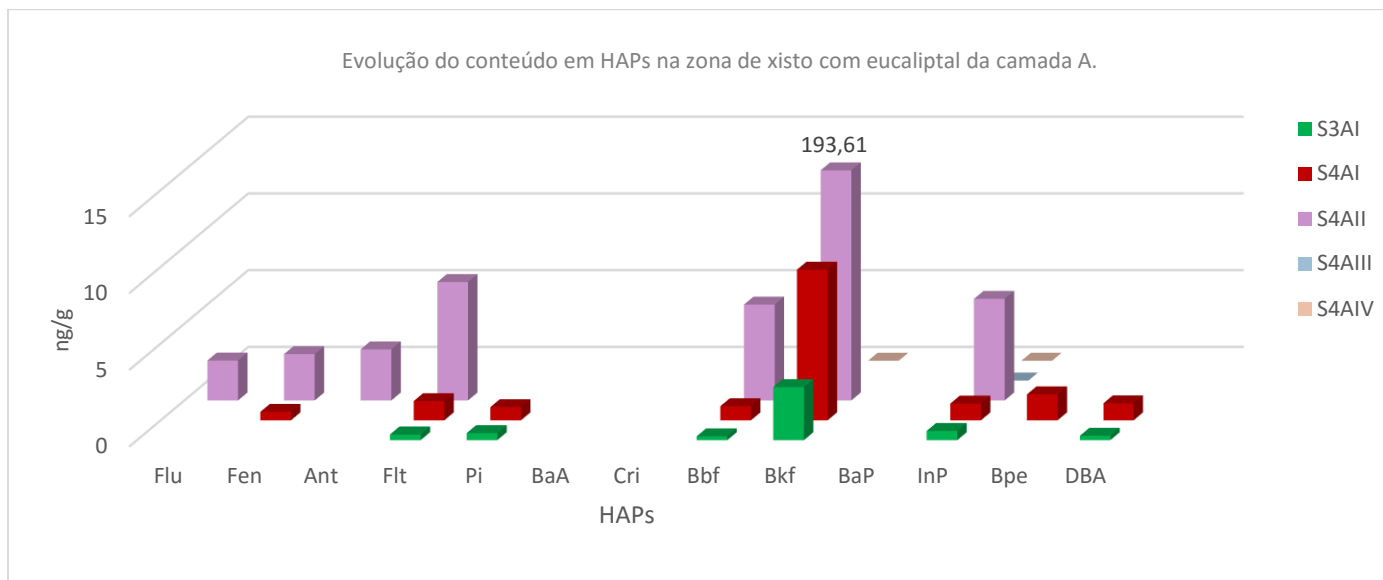
Resultados das concentrações de HAPs para a zona de xisto com eucaliptal.

Concentrações dos HAPs detetados na amostra controlo (S3AI) e nas amostras afetadas S4AI, S4AII, S4AIII e S4AIV, incluindo na cinza (S4Cz), expressos na tabela 21 e ilustrados no gráfico 5 (sem incluir a cinza S4Cz).

Tabela 21- Conteúdo em HAPs na zona de xisto com eucaliptal na camada A.

HAPs	Amostras (ng/g)					
	S4 Cz	S3AI	S4AI	S4AII	S4AIII	S4AIV
Naf	-	-	-	-	-	-
Aceft	-	-	-	-	-	-
Ace	-	-	-	-	-	-
Flu	-	-	-	2,6	-	-
Fen	0,3	0,00	0,55	3,02	-	-
Ant	0,00	0,00	0,00	3,33	-	-
Flt	0,37	0,37	1,25	7,72	-	-
Pi	0,68	0,46	0,86	-	-	-
BaA	-	-	-	-	-	-
Cri	-	-	-	-	-	-
Bbf	0,58	0,25	0,92	6,25	-	-
Bkf	10,48	3,46	9,82	194	-	0,00186
BaP	-	-	-	-	-	-
InP	0,29	0,6	1,09	6,62	0,00662	0,00024
Bpe	0,32	0,00	1,69	-	-	-
DBA	0,49	0,29	1,11	-	-	-

Gráfico 5- Evolução do conteúdo em HAPs na zona de xisto com eucaliptal da camada A.



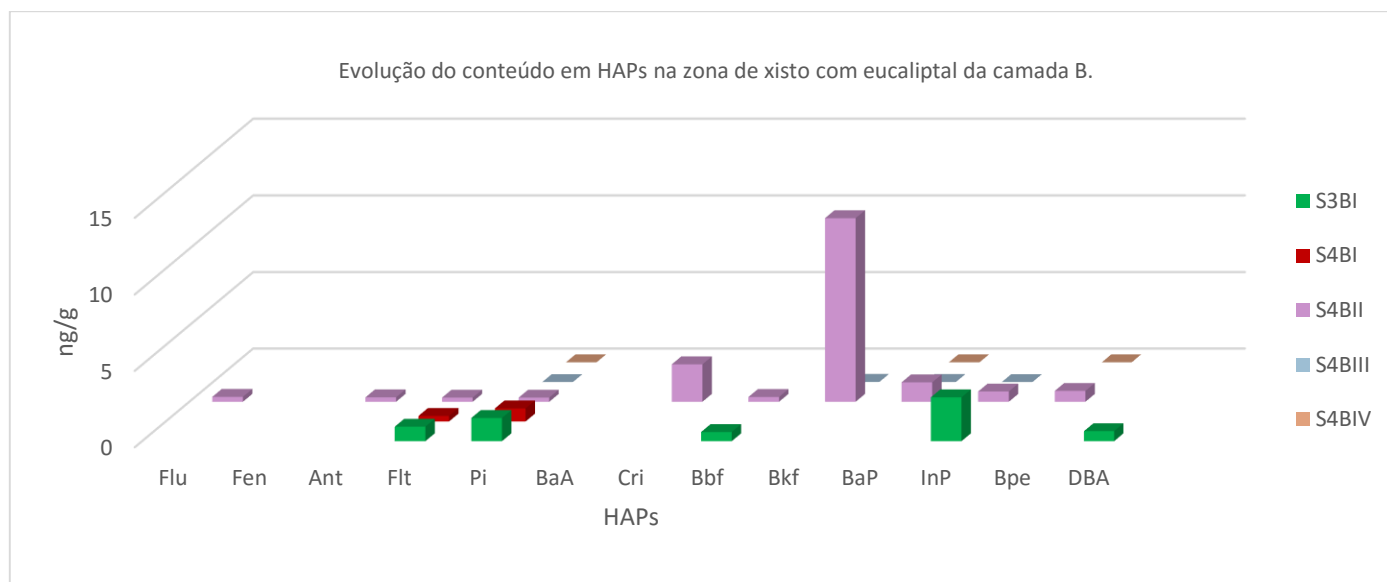
Concentrações dos HAPs detetados na amostra controlo (S3BI) e nas amostras afetadas S4BI, S4BAII, S4BAIII e S4BIV expressos na tabela 22 e ilustrados no gráfico 6.

Tabela 22- Conteúdo em HAPs na zona de xisto com eucaliptal na camada B.

HAPs	Amostras (ng/g)				
	S3BI	S4BI	S4BII	S4BIII	S4BIV
Naf	-	-	-	-	-
Aceft	-	-	-	-	-
Ace	-	-	-	-	-
Flu	-	-	0,32	-	-
Fen	0,00	0,00	0,00	-	-
Ant	0,00	0,00	0,29	-	-
Flt	0,95	0,36	0,27	-	-
Pi	1,52	0,86	0,27	0,00027	0,00033
BaA	-	-	-	-	-
Cri	-	-	2,45	-	-
Bbf	0,6	-	0,31	-	-
Bkf	-	-	12	0,012	-
BaP	-	-	1,27	0,0013	0,00042
InP	2,87	-	0,67	0,00067	-
Bpe	0,00	-	0,71	-	0,00095
DBA	0,66	-	-	-	-

Notas: (-) - Resultados não detetados nas amostras;
(0,00) – Resultados com quantidades demasiado baixas para representação decimal.

Gráfico 6- Evolução do conteúdo em HAPs na zona de xisto com eucaliptal da camada B.



A tabela seguinte (tabela 23) apresenta a média total de cada HAP em todas as amostras sem influência do incêndio (S2AI; S2BI; S3AI; S3BI). E a média total de cada HAP em todas as amostras com influência do incêndio (S1A I, II, III, IV; S1B I, II, III, IV; S4A I, II, III, IV; e S4B I, II, III, IV). Como já foi dito, não se incluiu o Naftaleno, Acenafeno e Acenaftileno porque não foram detetadas concentrações para estes.

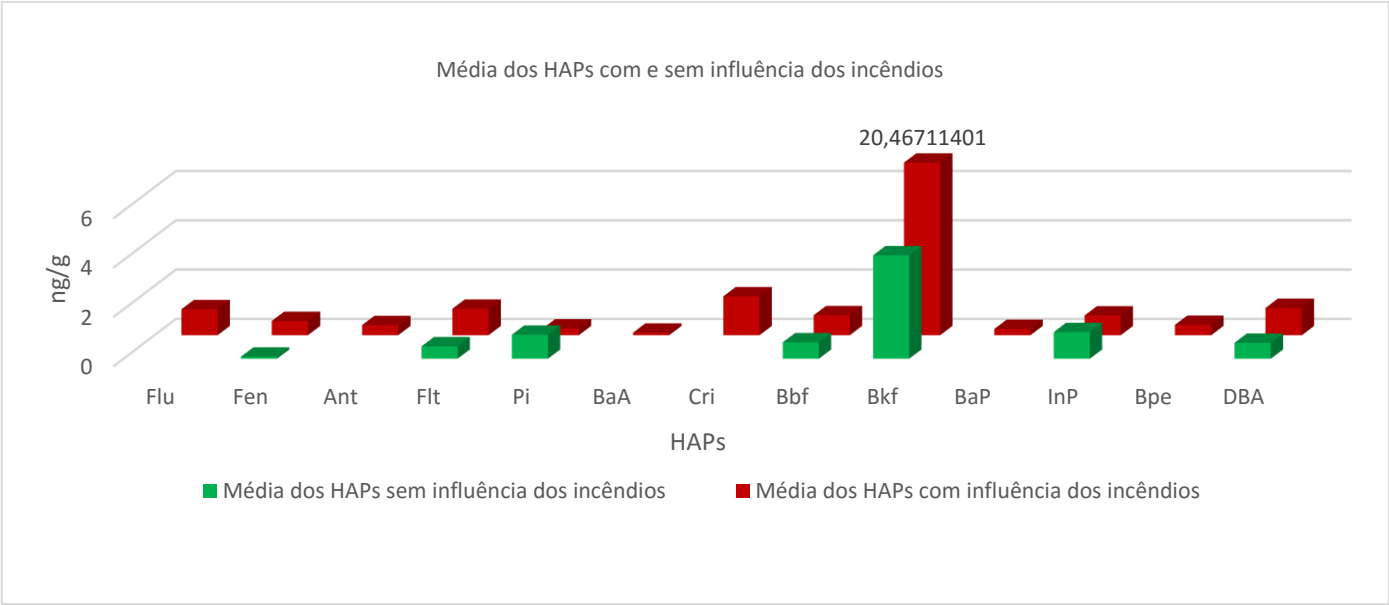
Tabela 23- Média do conteúdo em HAPs total, com e sem influência dos incêndios.

Amostras (ng/g)	HAPs												
	Flu	Fen	Ant	Flt	Pi	BaA	Cri	Bbf	Bkf	BaP	InP	Bpe	DBA
Média HAPs s/ influência de incêndio	-	0,083	0,00	0,50	0,97	-	-	0,67	4,20	-	1,08	0,00	0,65
Média HAPs c/ influência de incêndio	1,06	0,58	0,41	1,08	0,28	0,11	1,58	0,81	20,47	0,25	0,80	0,42	1,11

Notas: (-) - Resultados não detetados nas amostras;
(0,00) – Resultados com quantidades demasiado baixas para representação decimal.

No gráfico 7 expõem-se os resultados da tabela 23 de forma a ilustrar de que forma o incêndio influenciou nas concentrações dos HAPs em relação ao solo não afetado.

Gráfico 7- Média do conteúdo em HAPs em ambas as zonas e camadas A e B, com e sem influência dos incêndios.



Nas tabelas seguintes (24 e 25) expõem-se os resultados do somatório de HAPs totais, incluindo o somatório e a percentagem de HAPs de peso molecular alto (pesados) e baixo (leves). E apresentam-se os resultados dos índices de comparação para determinar a origem dos HAPs presentes nas amostras.

Tabela 24- Somatório e percentagens de HAPs e índices na zona de granito com pinhal.

	S1 Cz	S2AI	S1AI	S1AII	S1AIII	S1AIV	S2BI	S1BI	S1BII	S1BIII	S1BIV
ΣHPAs	5,28	4,91	6,70	5,80	0,01	0,00	7,26	6,95	6,29	0,00	0,00
HAPs PMB	0,00	0,00	0,48	0,25	0,00	0,00	0,33	0,24	0,26	0,00	0,00
HAPs PMA	5,28	4,91	6,22	5,55	0,01	0,00	6,93	6,71	6,03	0,00	0,00
% PMB	0,00	0,00	0,07	0,04	0,04	0,05	0,05	0,03	0,04	0,00	0,00
% PMA	1,00	1,00	0,93	0,96	0,96	0,95	0,95	0,97	0,96	1,00	1,00
PMB/PMA	0,00	0,00	0,08	0,05	0,04	0,05	0,05	0,04	0,04	0,00	0,00
Flt/(Flt+Pi)	0,83	0,21	0,51	0,50	0,51	0,51	0,35	0,51	0,55	-	-
Ant/(Ant+Fen)	-	-	0,50	-	-	-	0,00	0,00	-	-	-
BaA/(BaA+Cri)	-	-	0,08	0,00	0,08	0,08	-	0,08	-	-	-
InP/(InP+Bpe)	-	-	0,51	0,46	0,51	0,00	-	-	0,27	0,00	0,27

Notas: (PMA HPAs) - Peso molecular alto HPAs; (BPM HPAs) - Peso molecular baixo HPAs; (ΣHPAs) – Função Soma de HPA's.; (-) - Resultados não detetados nas amostras; (0,00) – Resultados com quantidades demasiado baixas para representação decimal.

Tabela 25- Somatório e percentagens de HAPs e índices na zona de xisto com eucaliptal.

	S4 Cz	S3AI	S4AI	S4AII	S4AIII	S4AIV	S3BI	S4BI	S4BII	S4BIII	S4BIV
ΣHPAs	13,51	5,43	17,29	223,15	0,01	0,00	6,60	1,22	18,56	0,01	0,00
PMB HAPs	0,30	0,00	0,55	8,95	0,00	0,00	0,00	0,00	0,61	0,00	0,00
PMA HAPs	13,21	5,43	16,74	214,20	0,01	0,00	6,60	1,22	17,95	0,01	0,00
% PMB	0,02	0,00	0,03	0,04	0,00	0,00	0,00	0,00	0,03	0,00	0,00
% PMA	0,98	1,00	0,97	0,96	1,00	1,00	1,00	1,00	0,97	1,00	1,00
PMB/PMA	0,02	0,00	0,03	0,04	0,00	0,00	0,00	0,00	0,03	0,00	0,00
Flt/(Flt+Pi)	0,35	0,45	0,59	-	-	-	0,38	0,30	0,50	0,00	0,00
Ant/(Ant+Fen)	0,00	-	0,00	0,52	-	-	-	-	-	-	-
BaA/(BaA+Cri)	-	-	-	-	-	-	-	-	0,00	-	-
InP/(InP+Bpe)	0,48	-	-	-	-	-	-	-	0,49	-	-

Notas: PMA HPAs - Peso molecular alto HPAs; BPM HPAs - Peso molecular baixo HPAs; ΣHPAs – Função Soma de HPAs; (-) - Resultados não detetados nas amostras; (0,00) – Resultados com quantidades demasiado baixas para representação decimal.

Olhando para os gráficos da camada A em ambas as zonas podemos concluir que na zona de granito com pinhal (S1) houve maior número de formação de HAPs do que na zona de xisto com eucaliptal (S4). No entanto as concentrações para cada HAP formado foram maiores na presença dos eucaliptos (S4).

Um estudo realizado por Gullett *et al.*, 2003 concretizou que a emissão de HAPs varia entre diferentes espécies de pinheiros. E sugere que poderá estar associada à grande variedade de concentrações de resina inflamável nas diferentes espécies de pinheiros.

Segundo a bibliografia Gonçalves *et al.*, (2010) e Gonçalves *et al.*, (2011) que desenvolveram pesquisa sobre a produção de HAPs a partir da combustão da madeira de espécies de árvores típicas em Portugal, concretizou que a combustão de madeira do pinheiro- bravo (*Pinus pinaster*) emite significativamente maior quantidade de HAPs do que as restantes espécies de árvores mais comuns em Portugal, incluindo o eucalipto (*Eucalyptus globulus*).

Outro estudo mais recente sobre este mesmo tema (Gonçalves *et al.*, 2012) analisou a emissão de concentrações de HAPs formados a partir das lareiras e salamandras em Portugal. No caso das lareiras, que se considera semelhante às condições dos incêndios, as concentrações eram igualmente superiores às dos Eucaliptos. Nas salamandras o cenário era precisamente o contrário, e as concentrações de HAPs dos eucaliptos era superiores à dos pinheiros.

Apesar da literatura, uma explicação para nesta situação as concentrações serem inferiores sob os pinheiros será que em S1 a concentração de biomassa era menor do que em S4, com base em observações feitas em campo. E, sabendo que a formação de HAPs está relacionada com a presença de MO e biomassa, o facto de ter menor concentração de vegetação em S1 pode ter sido uma razão para a menor concentração em HAPs.

Dentro dos HAPs formados em S1A e B I, contabilizam-se concentrações de Fenantreno e Antraceno que constituem HAPs leves (com 3 anéis aromáticos) e todos os restantes HAPs prioritários, menos o DBA. Olhando para a campanha seguinte (II), verifica-se uma descida considerável das concentrações dos HAPs leves e a manutenção das concentrações dos HAPs mais pesados. A explicação para estes valores pode estar na volatilização dos HAPs mais leves, ao contrário dos mais pesados, que permanecem no solo adsorvidos às partículas dada a sua baixa capacidade de volatilidade (eg. Ravindra et al., 2008).

Na 3ª e 4ª campanha as concentrações dos valores baixam significativamente, o que pode estar relacionado com a volatilização e principalmente, com lixiviação dos HAPs. E como estas campanhas são das últimas, era de esperar que as concentrações destes compostos fossem menores no solo.

Quanto à zona S4, na 1ª campanha (S4AI) também se registou a formação de novos HAPs, em maior quantidade, mas em menor número, pois não se contabilizou a formação Fen, Ant, BaA, Cri e BaP. Em contrapartida verificou-se a formação de DBA, que não estava presente nas amostras de S1.

Na campanha seguinte (S4AII) registou-se um acréscimo considerável das concentrações de alguns HAPs. Este aumento não se enquadra, e poderá estar relacionado com o fator da variabilidade espacial. Provavelmente a recolha do solo nesta campanha terá sido feita num lugar com maior concentração de biomassa do que a anterior. Contudo, não se detetaram concentrações para alguns HAPs encontrados na 1ª campanha.

Nas campanhas seguintes (S4A III e IV) não se contabilizaram concentrações de HAPs salvo quantidades pouco significativas de Bkf e InP, que se tratam de dois dos mais pesados e resilientes no ambiente. Mais uma vez, como era de esperar as concentrações dos HAPs formados foram diminuindo tal como em S1.

Em S4B a situação é parecida com a da camada superior, S4A. No entanto, na amostra de S4BI não se verifica a formação dos mesmos HAPs que em S4A, o que poderá estar mais uma vez ligado ao fator da variabilidade espacial, pois na amostra seguinte, S4BII, observam-se os mesmos HAPs formados na camada A. Nas últimas campanhas (III e IV) já não se contabilizam a maioria dos HAPs formados, salvo os mais pesados com concentrações muito baixas.

Olhando para as tabelas 19 e 20, o somatório de HAPs é maior nos solos queimados do que nos solos não queimados, e a percentagem de HAPs pesados é maior do que os leves.

Analisando os índices, aquele que foi mais concordante nos resultados foi o $Flt/(Flt+Pi)$. Nos controlos, S3A S3B S2A S2B, o índice calculado sugere que os HAPs aqui presentes tiveram origem petrogénica. Isto é, a sua presença está relacionada com processos geológicos, e por isso já está naturalmente presente nos solos (Tobiszewski e Namiesnik, 2012). Para o caso das amostras de solo queimado, o cálculo do índice indica que os HAPs formados tiveram origem na combustão de biomassa.

Quanto às cinzas de ambas as zonas (S1Cz e S4Cz) apresentavam maior concentração de HAPs do que as amostras, e a percentagem de HAPs pesados era também maior, o que era de esperar.

É importante referir que a literatura (eg. Vergnoux *et al.*, 2011) sugere que os incêndios formam os HAPs mais leves, no entanto, dado o seu carácter leve, podem ter volatilizado logo após a sua formação, e por essa razão não foram detetados nas amostras.

Todavia, a formação destes compostos está dependente de diversos fatores, como o vento, temperatura, humidade, e o tipo de combustível (Vergnoux *et al.*, 2011; Ravindra *et al.*, 2008). E por isso não é possível explicar a formação de determinados HAPs, nomeadamente o Cri e Bkf, que foram os mais produzidos segundo a média calculada para os solos queimados de ambas as zonas (gráfico 8).

Observando o gráfico 8, conclui-se que os incêndios contribuem para a formação de novos HAPs no ambiente, uma vez que a média nos solos ardidos é superior em número e concentração de HAPs em comparação com os solos não ardidos.

5.6 Matéria orgânica

Nas tabelas seguintes apresenta-se o conteúdo em MO expresso em g/kg na zona de granito com pinhal (tabela 26) e na zona de xisto com eucaliptal (tabela 27).

Tabela 26-Conteúdo de Matéria orgânica na zona de granito com pinhal em g/kg

Amostra	MO g/kg
S2AI	27,75
S2BI	19,08
S1AI	7,57
S1AII	4,43
S1AIII	11,86
S1AIV	9,10
S1BI	5,78
S1BII	4,69
S1BIII	13,32
S1BIV	14,36

Tabela 27- Conteúdo de Matéria orgânica na zona de xisto com eucaliptal em g/kg

Amostra	MO g/kg
S3AI	11,89
S3BI	10,99
S4AI	14,32
S4AII	16,74
S4AIII	14,08
S4AIV	16,71
S4BI	16,43
S4BII	16,69
S4BIII	14,56
S4BIV	18,42

Tendo em conta que não foi possível realizar as análises às amostras S2AI, S2BI, S1AI, e S1BI, devido à avaria da Mufla, vai-se apenas comentar os resultados obtidos para as outras amostras.

Olhando para o cenário da zona de granito, observa-se que o incêndio eliminou parte da MO, pelo que o resultado nas amostras S1AI e S1BI os valores são bastante mais baixos quando comparados com os valores das amostras controlo S2AI e S2BI. Nas amostras S1AII e S1BII o conteúdo em MO atinge um valor muito baixo, provavelmente devido ao solo estar mais vulnerável à ação da erosão. Nas amostras da campanha seguinte, S1AIII e S1BIII, já se observa um aumento do conteúdo o que indica a restituição da MO. Na S1AIV o valor mantém-se aproximado ao anterior.

Em S1BIV a quantidade aumenta em relação S1AIV, por se tratar da camada mais profunda, e por isso a MO terá sido restituída mais rapidamente.

Nesta zona (S1) conclui-se que o incêndio causou a eliminação da MO, e como era de prever, ao longo das campanhas foi sendo recuperada, tal como a literatura sugere (Shakesby., et al 2006).

Na zona S4, o cenário já se revela diferente. À partida era de esperar que o conteúdo em MO tivesse diminuído depois do incêndio. No entanto, a situação foi precisamente o contrário, e o conteúdo nas amostras de solo ardido imediatamente a seguir ao incêndio (S4A/B I) apresentam maior quantidade do que as amostras controlo (S3A/B I), e nas campanhas seguintes a quantidade vai aumentando, sobretudo em profundidade.

Segundo a revisão de Zavala et al., (2014) sobre o efeito dos incêndios nas propriedades do solo, nas situações em que se observa um incremento da MO após um incêndio, pode ser devido à incorporação de biomassa semi-pirolisada.

Sabendo que neste local concentração de vegetação era maior, pode ter resultado na deposição de material (que não foi totalmente consumido na combustão) sobre o solo, resultando num aumento da MO neste local. Segundo Zavala et al., (2014), esta hipótese pode explicar o aumento a médio ou a longo prazo do conteúdo da MO nas amostras de solo ardido.

6. Considerações finais

No geral conclui-se que o incêndio na Serra do Caramulo teve impacte sobre os solos, no entanto as alterações foram diferentes nalguns casos, para as duas zonas analisadas.

Na análise ao pH e CE, não se registou alterações para o pH, apenas na CE os valores subiram após o incêndio e baixaram ao longo de tempo, como era de prever, em ambas as zonas.

Quanto à hidrofobicidade foi apenas alterada para o solo de S1. Uma vez que em S4 o solo já é de si hidrofóbico dada a sua composição ser rica em minerais de argila. Em S1 a hidrofobicidade aumentou após o incêndio, na segunda campanha atingiu um valor muito baixo, provavelmente por ação da lixiviação, e voltou a subir para valores próximos do solo controlo.

É interessante comparar o conteúdo da MO das amostras com os resultados da análise a esta propriedade, já que a MO é um dos fatores que induz a hidrofobicidade nos solos. Olhando para os resultados em S1, na amostra S1All o conteúdo em MO foi o mais baixo atingido, cerca de 4,43 g/kg, o que poderá refletir a classificação da hidrofobicidade para esta mesma amostra, que foi inexistente. Nas amostras seguintes S1A III e IV, o conteúdo em MO é bastante maior, e por conseguinte, a hidrofobicidade também aumenta. Esta relação de resultados permite constatar a influência da MO nesta propriedade tal como a literatura sugere (eg. Shakesby et al., 2006).

No que diz respeito à SM, as alterações não foram registadas em S1, pelo conteúdo em minerais magnéticos ser pobre neste tipo de solo. No caso de S4, a composição do solo é rica nestes minerais, e por isso a resposta da SM é bastante superior nas análises, bem como o incremento na percentagem de Fe e nas concentrações de Co e Ni, após o incêndio.

A cor dos solos foi de certa forma concordante com os resultados na MO, e foi mais notório em S1 onde as alterações tiveram mais impacte pelo incêndio. Na zona S1, a cor das amostras S1A e B I é mais clara que nas amostras controlo, e por conseguinte, o conteúdo em MO das mesmas é mais baixo. Nas amostras seguintes, S1A/B II, a cor

mantem-se clara, e nas campanhas III e IV, a cor torna-se mais escura o que reflete o aumento no conteúdo em MO, que sugere a recuperação do solo.

Na zona S4 ao contrário da S1, poderá ter-se dado a incorporação de biomassa, já que apresentava uma maior concentração de vegetação. Desta forma explica o incremento da MO ao longo das campanhas para valores superiores ao dos controlos S3A e B I.

Por fim, no que diz respeito aos HAPs confirma-se que os incêndios induzem na formação de mais HAPs. Pelo índice $Flt/(Flt+Pi)$, pode-se confirmar esta teoria, bem como a de que já existem HAPs presentes naturalmente no solo provenientes dos processos geológicos.

A literatura, como já foi dito, sugere que a espécie *Pinus pinaster* produz mais HAPs do que *Eucalyptus globulus*. E de facto produziu maior número de HAPs, no entanto em concentração para cada HAP formado foi menor em relação ao solo ocupado por eucaliptos. Mas como foi sugerido, na zona de S4 existia maior quantidade de vegetação do que em S1, por isso pode ser uma justificação nas baixas concentrações em S1.

Em suma, conclui-se que a composição mineral, e a quantidade e tipo de vegetação do solo são determinantes nas transformações pelos incêndios.

Os resultados da última campanha revelaram-se mais positivos, uma vez que as análises às propriedades e composição do solo foram mais próximas dos valores das amostras de solo não ardido. Deste modo permite dizer que o solo se encontra em vias de recuperação no que diz respeito a estes aspetos analisados.

Para trabalhos futuros nesta área sugere-se a recolha de um número maior de amostras em cada local, para que os resultados tenham maior representatividade. No que diz respeito à produção de HAPs no caso de incêndios é necessário que se realizem novos estudos nesta área, com o objetivo de compreender a formação particular dos HAPs, tendo em atenção as espécies vegetais envolvidas e as próprias características do solo.

A caracterização das alterações causadas pelos incêndios poderá inspirar futuros estudos acerca da remediação dos solos, bem como da gestão das matas.

7. Referências bibliográficas

AEMET-IM, 2011. Atlas Climático Ibérico, temperatura do ar e precipitação (1971-2000). 79pp.

Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR) Case Studies in Environmental Medicine Toxicity of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs)- <http://www.atsdr.cdc.gov/csem/csem.asp?csem=13&po=11> (Consultado em 17/7/15)

Alcamo, J., Bennett, E. M., 2003. Ecosystems and Human Well-being: A Framework for Assessment Millennium Ecosystem Assessment series. 245 p

Azevedo, J. A. H., dos Santos Araújo, R., & Silva, G. M. M. 2013. Hidrocarbonetos policíclicos aromáticos atmosféricos de fontes automotivas: uma breve revisão. *Holos*, 1, 102-114.

Barrios, E. 2007. Soil biota, ecosystem services and land productivity. *Ecological economics*, 64(2), 269-285.

Bastos, M., 2014. Fogos florestais - Estudo dos solos na Serra do Caramulo. Relatório de Estágio da Licenciatura em Ciências e Tecnologia do Ambiente, FCUP. 67 p.

Bento-Gonçalves, A., Vieira, A., Úbeda, X., & Martin, D. (2012). Fire and soils: key concepts and recent advances. *Geoderma*, 191, 3-13.

Blake W. H., Wallbrink P. J., Doerr S. H., Shakesby R. A., HumpHreys G. S., 2005. Magnetic enhancement in wildfire-affected soil and its potential for sediment-source ascription. *Earth surface processes and landforms*, Volume 31, Pages: 249–264.

Bojes H. K., Pope P. G.. 2007. Characterization of EPA's 16 priority pollutant polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in tank bottom solids and associated contaminated soils at oil exploration and production sites in Texas. Volume 47, Issue 3, Paginas 288–295

Bot, A., & Benites, J. 2005. The importance of soil organic matter: key to drought-resistant soil and sustained food production (No. 80). FAO.

- Bradshaw, S. D., Dixon, K. W., Hopper, S. D., Lambers, H., & Turner, S. R. 2011. Little evidence for fire-adapted plant traits in Mediterranean climate regions. *Trends in plant science*, 16(2), 69-76.
- Catry, F. X., Rego, F. C., Bação, F. L., & Moreira, F. 2010. Modeling and mapping wildfire ignition risk in Portugal. *International Journal of Wildland Fire*, 18(8), 921-931.
- Cerdà, A., Robichaud, P.R., 2009. Fire effects on soils and restoration strategies Volume 5, 569 pp
- Certini G., 2005. Effects of fire on properties of forest soils: a review. Volume 143, Issue 1, Páginas 1-10
- Clement B. M., Javier J., Sah J. P. and Ross M. S., 2010. The effects of wildfires on the magnetic properties of soils in the Everglades. *Earth surface processes and landforms*. Volume 36, páginas 460–466
- Costa, L., Thonicke, K., Poulter, B., & Badeck, F. W. 2011. Sensitivity of Portuguese forest fires to climatic, human, and landscape variables: subnational differences between fire drivers in extreme fire years and decadal averages. *Regional Environmental Change*, 11(3), 543-551.
- Davis, E.J., Moseley, C., Nielsen-Pincus, M., Jakes, P.J. 2014. The Community Economic Impacts of Large Wildfires: A Case Study from Trinity County, California.
- DeBano, L. F. 1981. Water repellent soils: a state-of-the-art (Vol. 46). US Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Southwest Forest and Range Experiment Station.
- Dempsey, J., & Robertson, M. M. 2012. Ecosystem services Tensions, impurities, and points of engagement within neoliberalism. *Progress in Human Geography*, 36(6), 758-779.
- Dennis R., Meijaard E., Applegate G., Nasi R., Moore P., 2001. Impacts of human-caused fires on biodiversity and ecosystem functioning, and their causes in tropical, temperate and boreal forest biomes. SCBD, Montreal, 42p.
- Dias, P., 2014. Estudo de Solos da Serra do Caramulo: Efeitos do Fogo Florestal. Relatório de Estágio da Licenciatura em Ciências e Tecnologia do Ambiente, FCUP. 55 p.

Diaz J. M., 2012. Economic Impacts of Wildfire. North Carolina State University, University of Florida.

Doerr S.H., Shakesby R.A., Blake W.H., Chafer C.J., HumpHreys G.S., Wallbrink P.J., 2006. Effects of differing wildfire severities on soil wettability and implications for hydrological response. *Journal of Hydrology*, Volume 319, Páginas 295-311

Doerr, H. S., 1998. Short communication on standardizing the 'water drop penetration time' and the 'molarity of an ethanol droplet' techniques to classify soil hydrophobicity: a case study using medium textured soils. *Earth,Surf. Process. Landforms* 23, 663–668.

Doerr, S. H., Shakesby, R. A., & MacDonald, L. H. 2009. Soil water repellency: a key factor in post-fire erosion. *Fire effects on soils and restoration strategies*, 5.

Doerr, S. H.,1998. On standardizing the 'water drop penetration time'and the 'molarity of an ethanol droplet'techniques to classify soil hydrophobicity: a case study using medium textured soils. *Earth Surface Processes and Landforms*, 23(7), páginas 663-668.

Environmental Protection Agency Washington EPA. Polycyclic Aromatic HydrocarbonsPAHs. <http://www.epa.gov/osw/hazard/wastemin/minimize/factshts/pahs.pdf> (Consultado em 17/11/2014)

FAO (2006) Guidelines for Soil Description. Fourth Edition.Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy

García-Falcón M. S., Soto-González B., Simal-Gándara J., 2006. Evolution of the Concentrations of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Burnt Woodland Soils. *Environ. Sci. Technol.*, Volume 40, Páginas 759–763

Gitipour, S., Firouzbakht, S., Mirzaee, E., & Alimohammadi, M. 2014. Assessment of soil screening levels due to ingestion and dermal absorption of chrysene and benzo [k] fluoranthene and appropriate remediation method for Dorson Abad. *Environmental monitoring and assessment*, 186(6), 3541-3552.

Gonçalves, C., Alves, C., & Pio, C. 2012. Inventory of fine particulate organic compound emissions from residential wood combustion in Portugal. *Atmospheric Environment*, 50, 297-306.

- Gonçalves, C., Alves, C., Evtyugina, M., Mirante, F., Pio, C., Caseiro, A., & Carvalho, F. 2010. Characterisation of PM 10 emissions from woodstove combustion of common woods grown in Portugal. *Atmospheric Environment*, 44(35), 4474-4480.
- Gonçalves, C., Alves, C., Fernandes, A. P., Monteiro, C., Tarelho, L., Evtyugina, M., & Pio, C. 2011. Organic compounds in PM 2.5 emitted from fireplace and woodstove combustion of typical Portuguese wood species. *Atmospheric Environment*, 45(27), 4533-4545.
- González-Olabarria, J. R., & Pukkala, T. 2011. Integrating fire risk considerations in landscape-level forest planning. *Forest Ecology and Management*, 261(2), 278-287
- Grisso, R. D., Alley, M. M., Holshouser, D. L., Thomason, W. E. 2009. Precision Farming Tools. Soil Electrical Conductivity.
- Gullett, B. K., Touati, A., & Hays, M. D. 2003. PCDD/F, PCB, HxCBz, PAH, and PM emission factors for fireplace and woodstove combustion in the San Francisco Bay region. *Environmental science & technology*, 37(9), 1758-1765.
- Heilman W. E., Liu Y., Urbanski S., Kovalev V., Mickler R., 2014. Wildland fire emissions, carbon, and climate: Plume rise, atmospheric transport, and chemistry processes. Volume 317, Páginas 70-79
- ICNF, 2013. IFN6 – Áreas dos usos do solo e das espécies florestais de Portugal continental. Resultados preliminares. Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas. Lisboa. 34 pp
- IUSS Working Group WRB. 2014. World Reference Base for Soil Resources 2014. International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. World Soil Resources Reports No. 106. FAO, Rome.
- Jones, A., Montanarella, L., & Jones, R. 2005. Soil atlas of Europe. European Commission.
- Jordanova, D., Jordanova, N., Petrov, P., & Tsacheva, T. 2010. Soil development of three Chernozem-like profiles from North Bulgaria revealed by magnetic studies. *Catena*, 83(2), 158-169.

- Keeley, J. E., & Brennan, T. J. 2012. Fire-driven alien invasion in a fire-adapted ecosystem. *Oecologia*, 169(4), 1043-1052.
- Kim, E. J., Choi, S. D., & Chang, Y. S. 2011. Levels and patterns of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in soils after forest fires in South Korea. *Environmental Science and Pollution Research*, 18(9), 1508-1517.
- Kim, K. H., Jahan, S. A., Kabir, E., & Brown, R. J. 2013. A review of airborne polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) and their human health effects. *Environment international*, 60, 71-80.
- Krawchuk, M. A., Moritz, M. A., Parisien, M. A., Van Dorn, J., & Hayhoe, K. 2009. Global pyrogeography: the current and future distribution of wildfire. *PloS one*, 4(4), e5102.
- Lourenço L., Nunes A. N., Bento-Gonçalves A., Vieira A., 2012. Soil Erosion After Wildfires in Portugal: What Happens When Heavy Rainfall Events Occur, *Research on Soil Erosion*, Dr. Danilo Godone (Ed.), Capítulo 4.
- Lourenço, A. M., & Gomes, C. R. 2010. Caracterização de solos superficiais na região de Coimbra, Portugal central: um estudo de magnetismo ambiental.
- Malkinson D., Wittenberg L., 2011 Post fire induced soil water repellency- Modeling short and long-term processes. Volume 125, Issue 1, Páginas 186–192
- Moody, J. A., Shakesby, R. A., Robichaud, P. R., Cannon, S. H., & Martin, D. A. 2013. Current research issues related to post-wildfire runoff and erosion processes. *Earth-Science Reviews*, 122, 10-37.
- Moreira, F., Viedma, O., Arianoutsou, M., Curt, T., Koutsias, N., Rigolot, & Bilgili, E. 2011. Landscape–wildfire interactions in southern Europe: implications for landscape management. *Journal of environmental management*, 92(10), 2389-2402.
- Pereira, M. G., Malamud, B. D., Trigo, R. M., & Alves, P. I. 2011. The history and characteristics of the 1980–2005 Portuguese rural fire database. *Natural Hazards and Earth System Science*, 11(12), 3343-3358.
- Ravindra, K., Sokhi, R., & Van Grieken, R. 2008. Atmospheric polycyclic aromatic hydrocarbons: source attribution, emission factors and regulation. *Atmospheric Environment*, 42(13), 2895-2921.

Ribeiro T. 2013. Caracterização da Serra do Caramulo-
<https://prezi.com/hmr6qnnvvnwa/serra-do-caramulo/>. (Consultado em 8/6/2015)

Ribeiro, J., Silva, T., Mendonça Filho, J. G., & Flores, D. 2012. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in burning and non-burning coal waste piles. *Journal of hazardous materials*, 199, 105-110.

Ribeiro, P. M. D. C. 2007. Caracterização da flora vascular e do padrão e dinâmica da paisagem na Serra do Caramulo: análise do estado de conservação de taxa prioritários.

Robichaud, P. R., Lewis, S. A., & Ashmun, L. E. 2008. New procedure for sampling infiltration to assess post-fire soil water repellency. US Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station.

Robinson, N. M., Leonard, S. W., Ritchie, E. G., Bassett, M., Chia, E. K., Buckingham, S., Gibb H., Bennett A. F. & Clarke, M. F. 2013. Review: Refuges for fauna in fire-prone landscapes: their ecological function and importance. *Journal of Applied Ecology*, 50(6), 1321-1329.24

Rossel, R. V., Minasny, B., Roudier, P., & McBratney, A. B. 2006. Colour space models for soil science. *Geoderma*, 133(3), 320-337.

Science Education Resource Center (SERC)- Water and Soil Characterization - pH and Electrical Conductivity.
http://serc.carleton.edu/microbelife/research_methods/environ_sampling/pH_EC.html
(Consultado em 24/06/15)

Secretariat of the Convention on Biological Diversity 2001. Impacts of human-caused fires on biodiversity and ecosystem functioning, and their causes in tropical, temperate and boreal forest biomes. Montreal, SCBD, 42p.

Shakesby R.A., Doerr S.H., 2006. Wildfire as a hydrological and geomorphological agente. Volume 74, Páginas 269– 307. *Earth-Science Reviews*

Shakesby, R.A., 2011. Post-wildfire soil erosion in the Mediterranean: Review and future research directions, Volume 105, Issues 3–4, April 2011, Páginas 71–100

Shakesby, R.A., Doerr, S.H., 2006. Wildfire as a hydrological and geomorphological agente. Volume 74, Páginas 269– 307.

SSDS, Soil Survey Division Staff, 1993, Soil Survey Manual, U.S. Department of Agriculture. Handbook 18, 315p.

Stogiannidis, E., & Laane, R. 2015. Source Characterization of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons by Using Their Molecular Indices: An Overview of Possibilities. In Reviews of environmental contamination and toxicology. Volume 234, Pág. 49-133.

Surber G., 2002. Water Quality Concerns After Wildfire. Information for landowners coping with the aftermath of wildfire, James E. Knight, Editor. Section 3, Páginas 9-15

Tobiszewski, M., & Namieśnik, J. 2012. PAH diagnostic ratios for the identification of pollution emission sources. Environmental Pollution, 162, 110-119.

US-EPA, United States Environmental Protection Agency, Clean Air Act, Sec 112: Hazardous Air Pollutants, Available, 1990.

US-EPA, United States Environmental Protection Agency, Guidelines for Carcinogen Risk Assessment, Risk Assessment Forum, 2005, Washington, DC, EPA/630/P-03/001F.

Vane, C. H., Rawlins, B. G., Kim, A. W., Moss-Hayes, V., Kendrick, C. P., & Leng, M. J. 2013. Sedimentary transport and fate of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) from managed burning of moorland vegetation on a blanket peat, South Yorkshire, UK. Science of the total environment, 449, 81-94.

Vergnoux A., Malleret L., Asia L., Doumenq P., Theraulaz F., 2011. Impact of forest fires on PAH level and distribution in soils. Environmental Research, Volume 111, Páginas 193–198

Vergnoux, A., Malleret, L., Asia, L., Doumenq, P., & Theraulaz, F. 2011. Impact of forest fires on PAH level and distribution in soils. Environmental Research, 111(2), 193-198.

Vila-Escalé M., Vegas-Vilarrúbia T., Prat N., 2007. Release of polycyclic aromatic compounds into a Mediterranean creek (Catalonia, NE Spain) after a forest fire. Water research, Volume 41, Páginas 2171 – 2179

Yan J., Wang L., Fu P. P., Yu H., 2004. Photomutagenicity of 16 polycyclic aromatic hydrocarbons from the US EPA priority pollutant list. Volume 557, Issue 1, Pages 99–108

Yanxu Z., Shu T., 2008. Global atmospHeric emission inventory of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) for 2004. Volume 43, Issue 4, Pages 812–819

Zavala, L. M., de Celis Silvia, R., & López, A. J. 2014. How wildfires affect soil properties. A brief review. Cuadernos de investigación geográfica, volume 40, pág. 311-331.